



HAL
open science

Protéger les cultures en augmentant la diversité végétale des espaces agricoles.

Aude Vialatte, Vincent Martinet, Anaïs Tibi, Audrey Alignier, Valérie Angeon, Laurent Bedoussac, David Bohan, Douadia Bougherara, A. Carpentier, Bastien Castagneyrol, et al.

► To cite this version:

Aude Vialatte, Vincent Martinet, Anaïs Tibi, Audrey Alignier, Valérie Angeon, et al.. Protéger les cultures en augmentant la diversité végétale des espaces agricoles. : Rapport scientifique de l'Expertise scientifique collective. INRAE. 2023, 954 p. hal-04127709v3

HAL Id: hal-04127709

<https://hal.inrae.fr/hal-04127709v3>

Submitted on 20 Jul 2023 (v3), last revised 22 Nov 2023 (v4)

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0
International License



INRAE



Protéger les cultures en augmentant la diversité végétale des espaces agricoles

Rapport de l'expertise scientifique collective – Juillet 2023

Contacts :

Anaïs Tibi, INRAE, coordinatrice de l'expertise scientifique collective : anais.tibi@inrae.fr

Vincent Martinet, INRAE, co-pilote scientifique : vincent.martinet@inrae.fr

Aude Vialatte, INRAE, co-pilote scientifique : aude.vialatte@inrae.fr

Directeur de la publication : Guy Richard, directeur de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études

Pour citer ce document :

Vialatte A. (coord.), Martinet V. (coord.), Tibi A. (coord.), Alignier A., Angeon V., Bedoussac L., Bohan D.A., Bougherara D., Carpentier A., Castagneyrol B., Cordeau S., Courtois P., Deguine J-P., Doehler M., Enjalbert J., Fabre F., Féménia F., Fréville H., Goulet F., Gâteau R., Grimonprez B., Gross N., Hannachi M., Jeanneret P., Labarthe P., Launay M., Lelièvre V., Lemarié S., Martel G., Masson A., Navarrete M., Plantegenest M., Ravigné V., Rusch A., Suffert F., Tapsoba A., Thoyer S. (2022). Protéger les cultures en augmentant la diversité végétale des espaces agricoles. Rapport de l'Expertise scientifique collective, INRAE (France), 954 p. <https://dx.doi.org/10.17180/q7wm-q442>

Les documents relatifs à cette ESCo sont disponibles sur le site web d'INRAE (<https://www.inrae.fr/actualites/augmenter-diversite-vegetale-espaces-agricoles-protoger-cultures>).

Le présent document constitue le rapport scientifique de l'Expertise scientifique collective (ESCo) sollicitée conjointement par les ministères de l'agriculture, de l'environnement et de la recherche. L'ESCo a été conduite par la Direction de l'Expertise scientifique collective, de la prospective et des études (DEPE) d'INRAE avec le soutien financier attribué par l'Agence Française pour la Biodiversité (devenue depuis l'Office Français de la Biodiversité), et selon les principes et règles de conduite de la DEPE et disponibles sur le site internet d'INRAE.

Le contenu du rapport a été élaboré sans condition d'approbation préalable par les ministères ou par INRAE. Il n'engage que la responsabilité de leurs auteurs. Sauf précision, les figures et tableaux ont été produits par les auteurs.

Couverture : Sacha Desbourdes, INRAE.

Photographie de couverture : Paysage agricole près de La Chapelle-sur-Coise (69590 - Rhône). ©INRAE (Marie-Christine LHOPITAL). INRAE s'engage à retirer toute image donnant lieu à contestations en cas de demande.

Version 1 déposée le 14/06/23

Version 2 déposée le 20/06/23 : ajout de la licence

Version 3 déposée le 20/07/23 : corrections orthographiques (p. 44, 48, 500, 713, 720, 722, 781) et correction d'une référence (p. 952)





Direction de l'Expertise scientifique collective,
de la Prospective et des Études (DEPE)

Protéger les cultures en augmentant la diversité végétale des espaces agricoles

Rapport scientifique de l'Expertise scientifique collective conduite par INRAE

Juillet 2023

Avant-Propos

• Contexte de la demande formulée à INRAE

Les impacts environnementaux et sanitaires de l'utilisation généralisée des produits phytopharmaceutiques (ci-après désignés « pesticides »)¹ de synthèse ainsi que l'interrelation entre les modes de production agricole et les changements globaux majeurs (changement climatique, érosion de la biodiversité, changements d'occupation des sols) sont désormais bien établis par des synthèses scientifiques d'ampleur nationale et internationale (Inserm, 2021 ; Leenhardt *et al.*, 2022)². Face à ces enjeux, la France comme l'Europe voient se développer une demande sociétale forte pour une agriculture permettant de satisfaire les besoins alimentaires de façon plus respectueuse de l'environnement et de la santé humaine, moins dépendante des intrants de synthèse au premier chef desquels figurent les pesticides. Cette demande trouve un écho à la fois dans la communauté scientifique et les politiques publiques européennes et nationales, ces dernières se nourrissant des travaux scientifiques tout en stimulant la dynamique de production de connaissances et de solutions techniques permettant de proposer des modes de production alternatifs aux systèmes actuellement dominants dits « conventionnels », dont l'usage d'intrants chimiques constitue la clef de voute.

La recherche académique s'est ainsi investie de façon croissante dans l'analyse de **modes de production économes en intrants** depuis le milieu des années 2000. S'appuyant notamment sur le cadre conceptuel des services écosystémiques popularisé par le *Millennium Ecosystem Assessment* (2005), un ensemble de travaux démontre la force des interactions entre pratiques agricoles, biodiversité et services rendus par cette dernière aux sociétés humaines (voir par ex. (Le Roux *et al.*, 2008)). Il est désormais bien établi que les modes de production s'appuyant sur la biodiversité sont associés à des plus hauts niveaux de services écosystémiques (IPCC, 2022). L'étude « EFESÉ-écosystèmes agricoles » conduite par l'Inra a plus particulièrement mis en évidence le rôle clef de la nature et de l'organisation spatiale de la végétation dans la fourniture de tous les services qui sous-tendent la production agricole, parmi lesquels figure la régulation naturelle des bioagresseurs des cultures (Tibi et Théron, 2017). Plus récemment, l'analyse des intérêts de la diversification végétale des parcelles et des paysages agricoles³ fait l'objet d'un nombre croissant de travaux (tels que les projets rassemblés sous l'égide du Crop Diversification Cluster⁴).

En parallèle, un certain nombre de travaux adoptent comme point d'entrée l'exploration des **voies de sortie des pesticides**. L'étude « Ecophyto R&D » conduite par l'Inra (Butault *et al.*, 2010) a ainsi montré qu'une réduction de moitié de leur usage ne peut être atteinte sans une re-conception profonde et durable des systèmes de production. Plus récemment, des programmes de recherche de grande ampleur ont été lancés autour de cette question. Une alliance européenne pour la recherche « *Towards a Chemical Pesticide Free Agriculture* »⁵ a été mise en place en 2020 sous l'impulsion d'INRAE, regroupant aujourd'hui 34 organismes de recherche issus de 20 pays européens pour favoriser l'émergence de travaux et d'innovations transdisciplinaires. En France, le Programme Prioritaire de Recherche (PPR) « Cultiver et Protéger autrement »⁶, invitant la recherche à concevoir des systèmes de culture sans pesticides de synthèse, a été lancé en 2018. À noter qu'en tant que pilote de ce PPR, INRAE a conduit en parallèle de cette ESCo un exercice de prospective proposant des scénarios de transition de l'Union européenne vers des formes d'agriculture sans pesticides chimiques à l'horizon 2050⁷.

¹ Incluant les produits de biocontrôle disposant d'une autorisation de mise sur le marché.

² Voir aussi plus généralement les travaux du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) et de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES).

³ On entend ici par « paysage agricole » une mosaïque d'écosystèmes dans laquelle l'écosystème le plus représenté dans cette matrice est dédié à la production agricole.

⁴ <https://www.cropdiversification.eu/>

⁵ <https://www.era-pesticidefree.eu/>

⁶ <https://www6.inrae.fr/cultiver-protoger-autrement/Le-Programme/Presentation>

⁷ <https://www.inrae.fr/actualites/agriculture-europeenne-pesticides-2050-prospective>

Dans la sphère publique, la demande sociétale pour une agriculture plus respectueuse de l'environnement est en partie relayée par un ensemble de politiques publiques européennes et nationales qui fixent des objectifs de **réduction de l'usage des pesticides**, et promeuvent plus globalement une transition vers des **modes de production agricole plus diversifiés, remplaçant la biodiversité et les processus écologiques au cœur des facteurs de production**.

À l'échelle européenne, la Directive 2009/128/CE « SUD » (*Sustainable use of pesticides*)⁸, en cours de révision depuis l'été 2022, impose à chaque État-membre d'élaborer un cadre général d'action visant à limiter l'utilisation des pesticides au sein de l'UE tout en incitant les agriculteurs à recourir « à la lutte intégrée contre les ennemis des cultures et à des méthodes ou techniques de substitution ». Plus récemment, le Pacte vert pour l'Europe (*European Green Deal*) lancé en décembre 2019⁹ fixe des cibles quantitatives à l'horizon 2030 par le biais de ses déclinaisons stratégiques pour l'agriculture (stratégie « de la ferme à la fourchette ») et la biodiversité (stratégie européenne pour la biodiversité) : ces cibles incluent la réduction de 50 % de l'usage des pesticides¹⁰, l'augmentation jusqu'à 25 % de la part des surfaces agricoles cultivée en agriculture biologique, et jusqu'à 10 % de celle occupée par des éléments à « haute diversité biologique » (bandes tampons, terres en jachère, haies, arbres non productifs, etc.) servant notamment de refuge aux ennemis naturels des bioagresseurs des cultures. La principale politique européenne qui doit être mobilisée à cette fin est la Politique Agricole Commune (PAC) au travers de ses trois instruments environnementaux (la conditionnalité, les écorégimes et les mesures agro-environnementales et climatiques). Si elle ne se donne pas d'objectif explicite en termes de réduction des pesticides, la re-diversification des systèmes agricoles apparaît clairement comme un enjeu depuis sa réforme de 2014 (l'une des trois mesures du verdissement), et se trouve renforcé dans la future programmation.

En France, les objectifs de réduction de l'usage des pesticides sont portés par le Plan Ecophyto, né du Grenelle de l'environnement organisé en 2007, et qui constitue la déclinaison française de la Directive SUD. Son objectif initial, à savoir la réduction de moitié des usages de pesticides entre 2008 et 2018 (« Ecophyto 2018 ») n'ayant pas été atteint, les pouvoirs publics ont révisé ce Plan (« Ecophyto 2 » puis « 2+ ») et reporté son échéance à 2025. En complément, la loi d'Avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt (LAAF) adoptée en 2014 incarne le Projet Agro-Écologique pour la France (lancé en 2012). Outre l'introduction dans la loi de la notion de systèmes de production « agro-écologiques » (sans en préciser toutefois les caractéristiques), elle fixe comme objectif que 50 % des exploitations agricoles françaises soient engagées dans des pratiques agro-écologiques en 2025. Outre les politiques agricoles, la Stratégie nationale pour la biodiversité (qui traduit l'engagement de la France au titre de la Convention sur la diversité biologique) prévoit dans sa programmation 2022-2030 de favoriser la transition agro-écologique des modes de production agricole et systèmes alimentaires, et de faciliter la mise en place d'infrastructures agro-écologiques (dans une logique d'intégration des trames écologiques dans l'aménagement du territoire).

Enfin, des politiques ciblant d'autres enjeux peuvent avoir un impact sur la diversification des cultures et des paysages. Citons par exemple la Directive 91/676/CEE « Nitrates » – imposant l'implantation de bandes enherbées le long des cours d'eau –, les Directives 92/43/CEE « Habitats » et 2009/147/CE « Oiseaux » – visant le maintien de la diversité biologique des milieux, notamment de la fraction (semi-)naturelle des paysages – ou encore la Stratégie nationale sur les protéines végétales – favorisant l'introduction de légumineuses dans les rotations.

Malgré la prise en compte croissante des enjeux environnementaux dans les politiques publiques, force est de constater que la transition vers des systèmes de culture plus économes en pesticides est loin d'être suffisamment avancée pour atteindre les cibles fixées (Guyomard *et al.*, 2020). De plus, si la diversification végétale est considérée dans les arènes politique et scientifique comme un levier majeur de cette transition, on manque de recul critique et de vision d'ensemble sur l'efficacité « au champ » de ce levier pour protéger les cultures. Enfin, la diversification végétale recouvre une très large gamme de situations et de pratiques ; si certaines sont déjà bien connues et déployées par une partie des agriculteurs (par exemple l'utilisation de mélanges variétaux), d'autres sont plus confidentielles (agroforesterie en milieu tempéré) et bon nombre sont perçues par certains acteurs – à tort ou à raison – comme peu efficaces ou trop contraignantes. Ces constats doivent être dépassés,

⁸ <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32009L0128:FR:HTML>

⁹ https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal_fr

¹⁰ Dans le cadre de la révision de la directive SUD, la Commission propose d'inclure cet objectif dans le futur règlement européen sur l'utilisation durable des pesticides, le rendant ainsi juridiquement contraignant au niveau de l'UE.

scientifiquement, techniquement et politiquement. Une vision réellement intégrative est nécessaire tant pour élaborer et mettre en œuvre des mesures opérationnelles et efficaces, que pour orienter la recherche vers les fronts de science les plus à même de répondre aux questions qui restent aujourd'hui ouvertes.

C'est dans ce contexte que les ministères en charge de l'Agriculture, de l'Environnement et de la Recherche ont saisi INRAE fin 2019 pour réaliser une expertise scientifique collective (ESCo) évaluant, **à la lumière des résultats scientifiques publiés, si la diversité végétale des espaces agricoles¹¹ peut favoriser la régulation naturelle des bioagresseurs, et ainsi contribuer à la protection des cultures.** Une telle synthèse de la littérature internationale doit également permettre, en croisant des regards disciplinaires issus des sciences biologiques et des sciences économiques et sociales, **d'analyser les freins et les leviers au développement de stratégies de protection des cultures fondées sur la diversification végétale** afin d'aider à définir les conditions d'accompagnement de leur adoption. Enfin, l'ESCo doit apporter un **éclairage sur le rôle de la diversité végétale dans la fourniture d'autres services écosystémiques** en synergie avec la régulation naturelle des bioagresseurs. Cette demande s'inscrit dans le cadre du plan Ecophyto 2+ et du PPR « Cultiver et protéger autrement ».

• Périmètre de l'ESCo

L'objectif principal de l'ESCo est de réaliser une synthèse des connaissances internationales disponibles pour évaluer dans quelle mesure la diversité de la végétation présente dans les parcelles et les paysages agricoles peut contribuer à la régulation naturelle des bioagresseurs et ainsi constituer un levier de gestion alternatif aux méthodes actuellement majoritaires basées sur l'utilisation de pesticides de synthèse.

Le champ de l'ESCo couvre toutes les échelles spatiales et temporelles à laquelle il est possible de déployer et/ou gérer la diversité végétale. Ainsi, à l'échelle de la parcelle, il s'agit de considérer le choix et le mode d'implantation des espèces et des variétés par l'agriculteur (mélanges variétaux ou d'espèces, bandes enherbées, plantes de service, etc.) ainsi que la dynamique temporelle de ces couverts végétaux (rotations). A l'échelle supra parcellaire (exploitation, paysage), les effets de la composition et de la configuration de l'ensemble de la végétation sont considérés, qu'il s'agisse de la portion cultivée (assolement, taille et forme des parcelles) ou semi-naturelle (nature et connectivité des infrastructures agroécologiques situées en pourtour des parcelles – telles que les haies ou les lisières – ou formant des îlots dans le paysage – bois, prairies permanentes, etc.).

Tous les types de productions végétales de France métropolitaine et ultra-marine sont considérés, qu'il s'agisse des grandes cultures (quelle que soit leur destination : alimentation humaine ou animale, usage industriel), des cultures pérennes (arboriculture, vigne) ou du maraîchage.

Les prairies permanentes (définies comme surfaces en herbe d'une longévité supérieure à cinq ans) ont le double statut d'espaces de production et d'éléments semi-naturels des paysages agricoles. Toutefois, l'enjeu de contrôle des bioagresseurs est généralement moins fort que pour les cultures du fait de la vocation fourragère de ces surfaces. Les prairies permanentes sont donc uniquement considérées dans l'ESCo en tant qu'éléments du paysage susceptibles d'influer sur la régulation des bioagresseurs des cultures. Les prairies temporaires (dont la durée d'implantation est inférieure à cinq ans) sont quant à elles considérées au même titre que n'importe quelle autre culture entrant dans la composition de la rotation.

Comme le secteur agricole, le secteur sylvicole fait face à des enjeux de contrôle des bioagresseurs. Les problématiques sociotechniques et économiques sont cependant spécifiques de ce secteur et diffèrent donc de ceux du secteur agricole. L'analyse des conditions de déploiement de stratégies de gestion des bioagresseurs fondées sur la diversité en forêt pourrait ainsi faire l'objet d'une ESCo à part entière mobilisant un comité d'experts dédié (spécificités des modes de conduite sylvicoles, des modes de gestion actuels/majoritaires des bioagresseurs, de la filière bois dans lesquelles s'inscrivent ces productions, de l'écologie des milieux naturels et semi-naturels, etc.). L'ESCo ne traite donc pas des stratégies de diversification végétale en système forestier¹². Les surfaces boisées y sont toutefois prises en compte en tant qu'éléments paysagers : l'ESCo examine leur rôle écologique dans la dynamique des populations de bioagresseurs et de leurs ennemis naturels, et considère à ce titre les acteurs de la production forestière comme parties prenantes des territoires agricoles.

¹¹ Désigne au sens large la parcelle, l'exploitation, le paysage dans lequel se situent les écosystèmes agricoles.

¹² L'agroforesterie est considérée comme un mode de production agricole, et fait donc partie du périmètre de l'ESCo.

Sommaire

Avant-propos	2
Composition du collectif de travail	6
Introduction générale	8
Chapitre 1. État des lieux des dommages causés par les principaux bioagresseurs des cultures en France	55
Chapitre 2. Déterminants socio-économiques et historiques de la spécialisation et de la diversification des systèmes de culture	159
Chapitre 3. Effets de la diversité végétale des parcelles et des paysages agricoles sur les bioagresseurs	304
Chapitre 4. Revue comparative des modèles mécanistes pour l'évaluation des effets de la diversité végétale sur la régulation naturelle des bioagresseurs	593
Chapitre 5. Liens entre diversité végétale, biodiversité associée, fourniture de services écosystémiques et production agricole	690
Chapitre 6. Conditions de déploiement de stratégies de protection des cultures reposant sur la diversification végétale	720
Chapitre 7. La diversification végétale pour la protection des cultures ultra-marines - Analyse historique, biotechnique et socio-économique	859
Chapitre 8. Conclusion générale	920

Composition du collectif de travail¹³

► Pilotage de l'ESCo

Vincent Martinet, INRAE, UMR Paris-Saclay Applied Economics – *Économie de l'environnement et des ressources naturelles, économie écologique. Co-pilote scientifique.*

Anaïs Tibi, INRAE, UAR DEPE – *Coordination du projet.*

Aude Vialatte, INRAE, UMR DYNAFOR – *Agroécologie des paysages, régulation naturelle des bioagresseurs. Co-pilote scientifique.*

► Experts scientifiques principaux : réalisation de l'analyse bibliographique

Audrey Alignier, INRAE, UMR BAGAP – *Agroécologie des paysages ; part non cultivée des paysages, biodiversité associée et services écosystémiques.*

Valérie Angeon, INRAE, UR ECODEVELOPPEMENT – *Économie territoriale, économie du développement ; transition agroécologique des économies ultramarines.*

David A. Bohan, INRAE, UMR Agroécologie – *Agroécologie des paysages ; diversification des rotations.*

Douadia Bougherara, INRAE, UMR CEE-M – *Économie agricole et de l'environnement, économie expérimentale ; diversification des rotations et des assolements.*

Stéphane Cordeau, INRAE, UMR Agroécologie – *Agronomie et agroécologie ; diversité interspécifique intra-parcellaire.*

Pierre Courtois, INRAE, UMR CEE-M – *Économie de l'environnement et des ressources naturelles ; coordination de l'action collective.*

Jean-Philippe Deguine, Cirad, UMR PVBMT – *Agroécologie et protection des cultures ; part non cultivée des paysages, systèmes diversifiés ultramarins.*

Jérôme Enjalbert, INRAE, UMR GQE – *Génétique des populations, amélioration des plantes ; mélanges de variétés et d'espèces.*

Frédéric Fabre, INRAE, UMR SAVE – *Épidémiologie végétale, écologie du paysage ; diversité cultivée du paysage.*

Hélène Fréville, INRAE, UMR AGAP Institut – *Biologie évolutive, génétique des populations, amélioration des plantes ; diversité intra-spécifique intra-parcellaire.*

Benoît Grimonprez, Université de Poitiers, CECOJI – *Sciences juridiques ; règles applicables aux pratiques de diversification végétale.*

Nicolas Gross, INRAE, UMR UREP – *Agroécologie du paysage ; part non cultivée des paysages.*

Mourad Hannachi, INRAE, UMR SADAPT – *Sciences de gestion ; coordination, action collective dans les territoires et les filières.*

Marie Launay, INRAE, US AgroClim – *Agronomie, modélisation biophysique ; agencement spatial du couvert intra-parcellaire.*

Stéphane Lemarié, INRAE, UMR GAEL – *Économie industrielle, économie de l'innovation ; diversité intra- et interspécifique intra-parcellaire.*

Gilles Martel, INRAE, UMR BAGAP – *Zootéchnie ; systèmes d'exploitations intégrés, diversification des cultures.*

Mireille Navarrete, INRAE, UR ECODEVELOPPEMENT – *Agronomie système ; diversification des rotations et des assolements.*

Manuel Plantegenest, L'Institut Agro, UMR IGEPP – *Écologie des communautés d'arthropodes ; diversification des rotations.*

Virginie Ravigné, Cirad, UMR PHIM – *Épidémiologie, écologie évolutive ; diversité cultivée du paysage, biodiversité associée et services écosystémiques, systèmes diversifiés ultramarins.*

Adrien Rusch, INRAE, UMR SAVE – *Écologie des communautés, écologie du paysage ; biodiversité associée et services écosystémiques.*

Frédéric Suffert, INRAE, UR BIOGER – *Épidémiologie végétale, phytopathologie, mycologie ; diversité intra-spécifique intra-parcellaire.*

Sophie Thoyer, INRAE, UMR CEE-M – *Économie agricole et de l'environnement ; politiques publiques agricoles.*

¹³ En italique : le cas échéant, compétences disciplinaires et/ou thématiques mobilisées dans l'ESCo. UMR : Unité mixte de recherche ; UAR : Unité d'appui à la recherche ; UR : Unité de recherche ; US : Unité de service.

► Experts scientifiques contributeurs ponctuels : contribution à l'analyse bibliographique

Laurent Bedoussac, ENSFEA, INRAE, UMR AGIR – *Agronomie ; diversité interspécifique intra-parcellaire.*

Alain Carpentier, INRAE, UMR SMART – *Économie de la production agricole.*

Bastien Castagneyrol, INRAE, UMR BIOGECO – *Écologie forestière, régulation naturelle des bioagresseurs.*

Fabienne Féménia, INRAE, UMR SMART – *Économie de la production agricole.*

Frédéric Goulet, Cirad, UMR Innovation – *Sociologie des politiques publiques.*

Philippe Jeanneret, Agroscope, laboratoire Agroécologie et environnement – *Agroécologie, entomologie ; part non cultivée des paysages agricoles.*

Pierre Labarthe, INRAE, UMR AGIR – *Économie de l'Innovation et de la connaissance.*

NB : Cette liste n'inclut pas les chercheurs qui ont pu être sollicités (par l'un des experts ci-dessus) pour contribuer ponctuellement à la constitution du corpus bibliographique, à la rédaction d'une section ou encore à la relecture des écrits. Ces chercheurs sont cités dans le rapport d'ESCO, dans les contributions écrites auxquelles ils ont apporté leur concours.

► Chargés de mission : réalisation d'analyses complémentaires

Marianne Doelher, INRAE, UAR DEPE – *Appui à l'analyse des effets de la diversification des rotations sur les bioagresseurs.*

Comité d'encadrement : **David A. Bohan** (INRAE, UMR Agroécologie), **Manuel Plantegenest** (L'Institut Agro, UMR IGEPP)

Abel Masson, INRAE, UAR DEPE – *Outils de modélisation pour représenter la régulation naturelle des bioagresseurs par la diversité végétale, appui à l'analyse des effets de l'agroforesterie sur les bioagresseurs.*

Comité d'encadrement : **Frédéric Fabre** (INRAE, UMR SAVE), **Nicolas Parisey** (INRAE, UMR IGEPP), **Lionel Roques** (INRAE, UR BioSP), **Olivier Therond** (INRAE, UMR LAE)

Abdoulaye Tapsoba, INRAE, UAR DEPE – *État des lieux des dommages causés par les principaux bioagresseurs des cultures en France.*

Comité d'encadrement : **Corentin Barbu** (INRAE, UMR Agronomie), **Nathalie Delame** (INRAE, UMR Paris-Saclay Applied Economics)

► Documentalistes

Régis Grateau, INRAE, UMR Paris-Saclay Applied Economics – *Appui à la constitution du corpus en sciences économiques et sociales.*

Virginie Lelièvre, INRAE, Département AgroEcoSystem – *Appui à la constitution du corpus en sciences du vivant, analyse bibliométrique du corpus final.*

► Appui à la conduite de projet

Marc-Antoine Caillaud, INRAE, UAR DEPE – *Appui à l'organisation du colloque.*

Kim Girard, INRAE, UAR DEPE – *Gestion administrative et financière, suivi logistique.*

Sandrine Gobet, INRAE, UAR DEPE – *Gestion administrative et financière, suivi logistique.*

Introduction générale

Auteurs : Anaïs Tibi, Aude Vialatte, Vincent Martinet

Contributeurs : Valérie Angeon, Virginie Lelièvre

Sommaire

1. Démarche de l'ESCO.....	10
1.1. Principes et organisation du travail.....	10
1.2. Composition du comité d'experts	11
1.2.1. Constitution du comité d'experts.....	11
1.2.2. Description du comité d'experts	12
1.2.3. Liens de co-publication entre experts	13
1.2.4. Liens d'intérêts déclarés par le comité d'experts.....	16
2. Cadre d'analyse de l'ESCO.....	19
2.1. Définitions préliminaires et périmètre de l'ESCO	19
2.1.1. Organisme bioagresseur.....	19
2.1.2. Protection des cultures et régulation naturelle des bioagresseurs.....	20
2.1.3. Diversité et diversification végétale	22
2.2. Cadre conceptuel adopté dans l'ESCO	35
2.3. Structuration de l'analyse.....	41
3. Le corpus bibliographique de l'ESCO	43
3.1. Dates de publication et nature des références citées	43
3.2. Principales thématiques représentées dans le corpus	47
3.3. Auteurs du corpus	49
Bibliographie	51

1. Démarche de l'ESCo

1.1. Principes et organisation du travail

L'activité d'Expertise scientifique collective (ESCo) est développée depuis 2002 à INRAE (anciennement Inra). Elle se définit comme une **activité d'analyse et d'assemblage de connaissances produites dans des champs très divers du savoir, et pertinentes pour éclairer l'action publique**. Elle vise à mettre en évidence les acquis scientifiques, les points d'incertitudes, les lacunes et les questions faisant l'objet de controverses scientifiques. L'activité institutionnelle d'ESCo fait l'objet d'une charte nationale signée en 2011. L'ESCo ne fournit pas d'avis, ni de recommandations. Elle ne donne pas non plus de réponses pratiques aux questions qui se posent aux gestionnaires. Elle réalise un état des connaissances scientifiques le plus complet possible à travers une approche pluridisciplinaire associant sciences du vivant et sciences économiques et sociales. Elle identifie également les problématiques peu renseignées et pour lesquelles les besoins de recherche semblent prioritaires.

La coordination des opérations d'ESCo est assurée par la Direction de l'Expertise scientifique collective, de la Prospective et des Études (DEPE) d'INRAE, dans le respect d'une charte de l'Expertise Scientifique Institutionnelle. Les principes établis par la DEPE pour garantir la robustesse des conclusions du travail sont décrits dans un guide public¹⁴. Ils reposent notamment sur la **compétence** et la **pluralité** des experts (sélectionnés sur la base de leurs publications scientifiques et provenant de divers instituts de recherche publics), l'**impartialité** du comité d'experts (qui repose sur l'examen des déclarations d'intérêt des experts par le comité de déontologie d'INRAE), la **transparence** concernant la méthodologie suivie et la **traçabilité** des actions et moyens mis en œuvre au cours de l'opération.

Un **comité de 29 experts et contributeurs scientifiques** sélectionnés sur la base de leurs compétences disciplinaires complémentaires a été mobilisé par INRAE pour réaliser la présente ESCo. Les experts ont rassemblé les connaissances scientifiques publiées à ce jour sur les différentes questions adressées à INRAE et en ont extrait les éléments pertinents pour éclairer la décision publique. Deux **chargés de mission** ont également été recrutés durant l'ESCo pour réaliser des analyses complémentaires à celles produites par les experts.

Deux **professionnels de l'information scientifique et technique** ont appuyé le comité d'experts et les chargés de mission dans l'identification des références scientifiques et techniques nécessaires, et ont réalisé une analyse bibliométrique du corpus final de 2 078 références qui étaye le rapport scientifique (voir section 3).

Le comité d'experts était présidé par deux **responsables scientifiques** qui ont fixé les orientations scientifiques de l'ESCo, animé la production collective et pluridisciplinaire, et vérifié la robustesse et la cohérence scientifique des conclusions produites par les experts. La coordination générale de l'ESCo, la gestion logistique et financière du projet ainsi que l'organisation du colloque de restitution ont été assurés par une **équipe de la DEPE**.

Trois livrables sont issus de l'ESCo. Les analyses produites par les experts sont d'abord rassemblées dans le présent **rapport scientifique** dans lequel figure la liste exhaustive des références étayant les conclusions. Ce rapport est placé sous la responsabilité du comité d'experts. Une **synthèse (Tibi et al., 2022b)** à destination d'un public non scientifique mais averti a ensuite été rédigée à partir du rapport scientifique. Elle présente l'ensemble des enseignements de l'ESCo et constitue une clef de lecture du rapport. La synthèse est placée sous la responsabilité de la DEPE. Enfin, un **résumé (Tibi et al., 2022a)** de 12 pages présente de façon la plus synthétique les grandes conclusions de l'ESCo, à destination d'un public large. Le résumé est sous la responsabilité d'INRAE.

Un **Comité de suivi** animé par la DEPE s'est réuni à trois reprises pour assurer l'interface entre le collectif de travail et les ministères et veiller au bon déroulement des travaux. Il est composé de représentants des ministères de l'agriculture, de l'environnement et de la recherche, de la Direction scientifique « agriculture » d'INRAE, de l'Office français de la biodiversité (OFB) et du Comité scientifique d'orientation recherche-innovation (CSO RI) du Plan Ecophyto.

¹⁴ <https://www.inrae.fr/actualites/quels-principes-inrae-conduit-il-expertise-ou-etude-scientifique-collective>

Un **Comité consultatif d'acteurs** animé par la DEPE, a également été réuni au démarrage et en fin d'ESCO pour informer les parties prenantes des orientations et des conclusions de l'exercice, et recueillir les préoccupations, intérêts et questionnements des acteurs au sujet de l'opération. En plus des membres du Comité de suivi, divers acteurs de la société susceptibles d'être concernés par les conclusions de l'exercice et d'en utiliser les résultats étaient conviés : acteurs des filières agricoles et alimentaires¹⁵, associations environnementales¹⁶, bureau d'études¹⁷ et acteurs du territoire¹⁸.

1.2. Composition du comité d'experts

1.2.1. Constitution du comité d'experts

Les deux co-pilotes scientifiques, chargés d'animer le travail du comité d'experts sur le plan scientifique, ont été identifiés par la direction générale d'INRAE durant la phase d'instruction du projet (été 2019) sur la base de leurs compétences disciplinaires et thématiques, elles-mêmes jugées à partir de leurs publications personnelles.

Une fois le périmètre et le cahier des charges de l'ESCO stabilisé, les deux co-pilotes scientifiques et la coordinatrice ont établi début 2020 un état des lieux des compétences disciplinaires et thématiques nécessaires pour renseigner chaque question posée par les commanditaires. Ce référentiel disciplinaire a été utilisé pour identifier les experts scientifiques, avec la volonté d'organiser le comité d'experts en deux cercles :

- un **cercle principal** prenant pleinement part au travail interdisciplinaire nécessaire pour construire le plan d'analyse de l'ESCO et pour formuler les conclusions générales du travail. Ces experts disposent de compétences disciplinaires et/ou thématiques relativement transversales, leur permettant de travailler en interdisciplinarité. Ils prennent part à toutes les discussions collectives et aux réunions plénières ;
- un **cercle secondaire** intervenant en appui des experts principaux : experts sollicités à la demande d'un expert principal (voire directement par lui), ou directement par l'équipe projet, pour renforcer des compétences présentes dans le cercle principal ou apporter des compétences complémentaires et plus ciblées. Les apports de ces experts sont plus ciblés et ont nécessité un investissement moins important que les experts principaux tout au long du projet. Ces experts n'ont pas pris part aux discussions collectives ni aux réunions plénières.

Les experts principaux ont été identifiés en priorité selon les principes établis par la DEPE. Une interrogation exploratoire du Web of Science sur les thématiques à aborder dans l'ESCO a collecté les publications dans des revues à comité de lecture portant sur le sujet de l'ESCO. L'analyse des auteurs de ces publications a ensuite permis d'identifier des auteurs francophones compétents sur les disciplines et thématiques de l'ESCO identifiées précédemment. Ce mode d'identification des experts a été ponctuellement complété, pour les domaines insuffisamment représentés dans les résultats de l'interrogation exploratoire ou lorsque l'un des experts sollicités déclinait la proposition de participer au travail (par manque de disponibilité), par une identification au cas par cas d'experts compétents connus des réseaux de recherche. Dans ce cas, la compétence de ces experts a été confirmée en vérifiant l'adéquation de leurs publications scientifiques dans des revues à comité de lecture et les besoins disciplinaires et thématiques de l'ESCO.

Les experts de second cercle ont été identifiés de deux manières : (i) d'une part certains de ces experts sont des experts initialement sollicités en tant qu'experts principaux mais qui n'étaient pas suffisamment disponibles pour

¹⁵ Association de coordination technique agricole (ACTA), réseau des Centres d'Initiatives pour Valoriser l'Agriculture et le Milieu rural (CIVAM), Fédération nationale des coopératives d'utilisation de matériel agricole (FNCUMA), La Coopérative agricole, Fédération nationale du négoce agricole, Union des industriels de l'agroéquipement (Axema), Association Nationale des Industries Alimentaires (ANIA).

¹⁶ Ligue pour la protection des oiseaux (LPO), Office Pour les Insectes et leur Environnement (OPIE).

¹⁷ Solagro (entreprise associative de promotion des pratiques et techniques économes en ressources naturelles - domaines : énergie, agriculture, forêt), Flor'insectes (bureau d'études, conseil en aménagement des couverts végétaux pour favoriser la biodiversité).

¹⁸ Agences de l'eau, Office national des forêts (ONF).

s'investir à ce niveau¹⁹ ; (ii) d'autre part il s'agit d'experts identifiés par les experts principaux ou les pilotes scientifiques en réponse aux besoins de renforcement de compétences et d'ajout de compétences plus ciblées ont été mis à jour au fil des discussions avec les experts principaux²⁰. Comme précédemment, la compétence des experts secondaires a été confirmée en vérifiant l'adéquation de leurs publications scientifiques dans des revues à comité de lecture et les besoins disciplinaires et thématiques de l'ESCO.

A l'issue de cette procédure d'identification des experts, le comité est composé de 22 experts principaux et 7 experts secondaires.

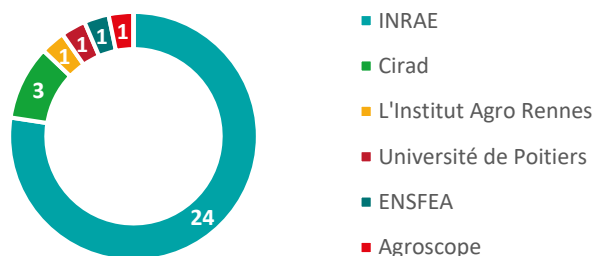
Il est à noter qu'un peu plus de la moitié des experts ont déjà participé à des activités d'expertises ou d'études dans des champs thématiques proches de ceux de l'ESCO, en quasi-totalité pour le compte d'organismes publics nationaux (ANR, ANSES, organismes de recherche, CTPS, Région Nouvelle Aquitaine, ministère) ou internationaux (FAO, JRC, Union européenne, OCDE)²¹. Trois experts ont notamment déjà pris part à des ESCo ou des études conduites par la DEPE d'INRAE (l'étude « EFESE-écosystèmes agricoles » ; l'ESCO « Cuivre en Agriculture Biologique »).

1.2.2. Description du comité d'experts

Les indicateurs présentés ci-après sont calculés en incluant les deux pilotes scientifiques, les 22 experts principaux et les sept experts secondaires.

Le comité comporte une forte prédominance des experts issus d'INRAE (Figure 1), reflétant la présence de l'Institut dans les recherches sur la thématique de la protection des cultures et la diversification végétale des espaces agricoles. Notons la présence de 3 chercheurs du CIRAD, portant à ce titre la dimension ultramarine. Sur l'ensemble du comité, le ratio femmes-hommes est de 1 pour 3.

Figure 1. Répartition des 31 experts selon leur organisme de rattachement au moment de l'ESCO



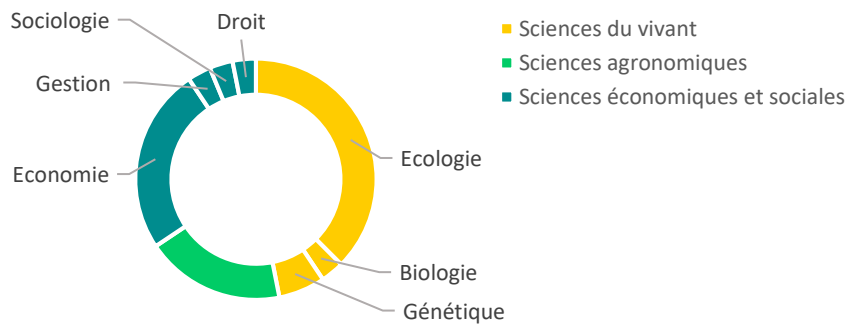
La Figure 2 représente la répartition des macrodisciplines représentées dans le comité d'experts (une expertise peut relever de plusieurs macrodisciplines). Près de la moitié des experts apporte des compétences en sciences du vivant, principalement en écologie (agroécologie du paysage, écologie des communautés, épidémiologie végétale, écologie évolutive, écologie végétale...). Un peu plus d'1/3 du comité est issu des disciplines des sciences économiques et sociales, notamment l'économie (économie agricole, économie de l'environnement et des ressources naturelles, économie territoriale, économie de l'innovation, économie industrielle...). Six experts apportent une expertise en agronomie, discipline à l'interface entre sciences du vivant et sciences économiques et sociales.

¹⁹ La participation en tant qu'expert principal représente de l'ordre de 15 % ETP en moyenne sur 12 mois, avec un pic de travail au moment de la lecture/analyse des papiers et de la rédaction des synthèses bibliographiques

²⁰ Chaque expert a été rencontré individuellement avant la première réunion du comité plénier, fin juin 2020.

²¹ À l'exception d'une activité d'expertise auprès du Centre de recherches, d'information et de documentation notariales (CRIDON) de Lyon, qui possède un statut de Groupement d'intérêt économique.

Figure 2. Compétences disciplinaires présentes au sein du comité d’experts

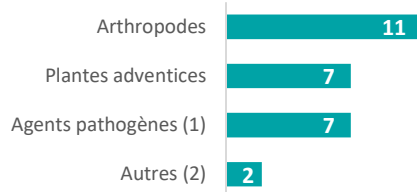


Le champ de l’ESCo couvrant une large gamme de catégories de bioagresseurs, de types de productions agricoles, et prenant en compte tous les niveaux d’organisation écologiques et socio-économiques impliqués dans le déploiement de la diversification végétale, le comité d’experts a été constitué en veillant à la représentativité de toutes ces dimensions (Figure 3). Le déséquilibre des types productions végétales représentés dans le comité traduit le poids accordé aux grandes cultures (notamment céréalières) dans la littérature scientifique.

Figure 3. Expertises présentes dans le comité d’experts : catégories de bioagresseurs (a) et de productions végétales (b), niveaux d’organisation écologiques (c) et socio-économiques (d) impliqués dans le déploiement de la diversification végétale

Les valeurs désignent le nombre d’experts porteurs de chaque dimension dans le comité (un expert peut porter plusieurs dimensions).

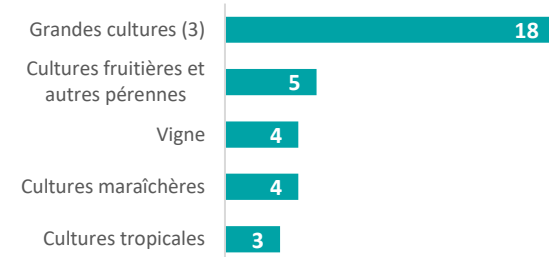
a) Types de bioagresseurs



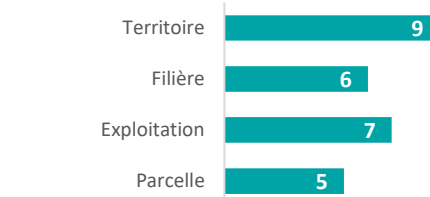
c) Niveaux d'organisation écologiques (sciences du vivant)



b) Types de productions végétales



d) Niveaux d'organisation socio-économiques (sciences économiques et sociales et agronomiques)



(1) champignons, virus, bactéries... ; (2) nématodes, limaces, mammifères... ; (3) y compris fourragères

1.2.3. Liens de co-publication entre experts

Une analyse des liens qu’entretiennent les experts, au moment du démarrage de l’ESCo, *via* la co-publication d’articles, rapports ou ouvrages scientifiques a été conduite à partir des listes des publications scientifiques personnelles des experts, afin de caractériser le degré de « proximité » / « parenté » des experts composant le comité (degré de pluralité dans les approches scientifiques représentées dans le comité d’experts). Cette analyse a été réalisée par les documentalistes de l’ESCo à l’aide de CorText, logiciel d’analyse textuelle.

Sur les 1450 publications scientifiques émanant du comité d'experts, seules 56 références (soit 4 %) sont co-signées par au moins 2 experts, témoignant d'un faible degré de proximité immédiate des experts à l'échelle du comité. La Figure 4 illustre les connexions entre experts par co-publication dite directe (experts co-auteurs d'un même article).

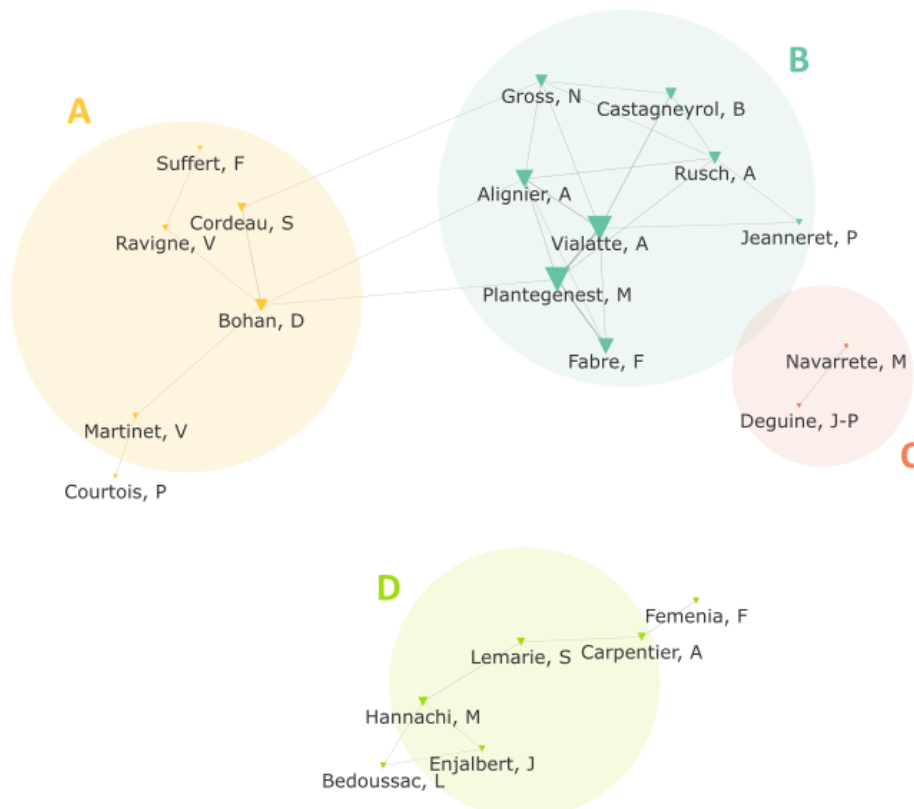
On note **l'existence d'un cluster de 8 experts écologues fortement interconnectés** (cluster B dans la Figure 4) dans lequel figure Aude Vialatte (co-pilote scientifique). Ce cluster est lié à un autre cluster de taille plus réduite (cluster A), centré autour de Dave Bohan et qui inclut également Vincent Martinet (co-pilote scientifique). Le cluster A est le seul associant sciences du vivant et sciences économiques et sociales. À l'exception des experts du cluster B et de Dave Bohan, les autres experts représentés dans cette cartographie n'entretiennent des liens qu'avec 1 ou 2 autres experts du collectif.

En règle générale, les liens de co-publication entre experts concernent des disciplines proches. **Les experts issus des SHS et des sciences du vivant sont ainsi très peu connectés via leurs co-publications directes.** Ces liens ne sont visibles que dans le cluster A, par le biais de Dave Bohan (qui co-publie avec un agronome, un économiste et des écologues), et dans le cluster D, par celui de Mourad Hannachi (lié à un agronome, un généticien et un économiste).

Enfin, **9 experts n'entretenaient aucun lien de co-publication directe** avec les membres du comité au moment du démarrage de l'ESCO. Il faut cependant noter qu'une publication collective signée par l'ensemble du comité parue en cours d'ESCO (Vialatte *et al.*, 2021) connecte désormais tous les experts.

Figure 4. Liens de co-publication directe entre experts

Cartographie réalisée avec CorText à partir des 56 publications co-signées par au moins deux des experts de l'ESCO. 9 experts n'apparaissent pas dans cette cartographie car ils n'entretiennent aucun lien de co-publication directe avec les autres membres du comité : Valérie Angeon, Douadia Bougherara, Hélène Fréville, Frédéric Goulet, Benoît Grimonprez, Pierre Labarthe, Marie Launay, Gilles Martel et Sophie Thoyer.



La Figure 5 illustre quant à elle les liens de co-publication dite indirecte entre experts de l'ESCO (par le biais de leurs co-auteurs). Elle met en évidence que la quasi-totalité des experts de l'ESCO sont connectés directement ou indirectement *via* des co-auteurs communs, faisant ainsi partie de la même « communauté de chercheurs ». Seul Benoît Grimonprez, juriste, n'est pas connecté aux autres. Ceci s'explique par la spécificité de sa discipline, qui implique des modes de publication particuliers (il publie le plus souvent seul).

Le Tableau 1 illustre la plus grande interconnexion des disciplines au sein de cette communauté de chercheurs.

Figure 5. Liens de co-publication directe et indirecte entre experts

Cartographie réalisée avec CorText à partir des 1450 publications personnelles des experts de l'ESCO
 Benoît Grimonprez n'apparaît pas dans la figure car il n'est pas connecté aux autres experts par ses publications.

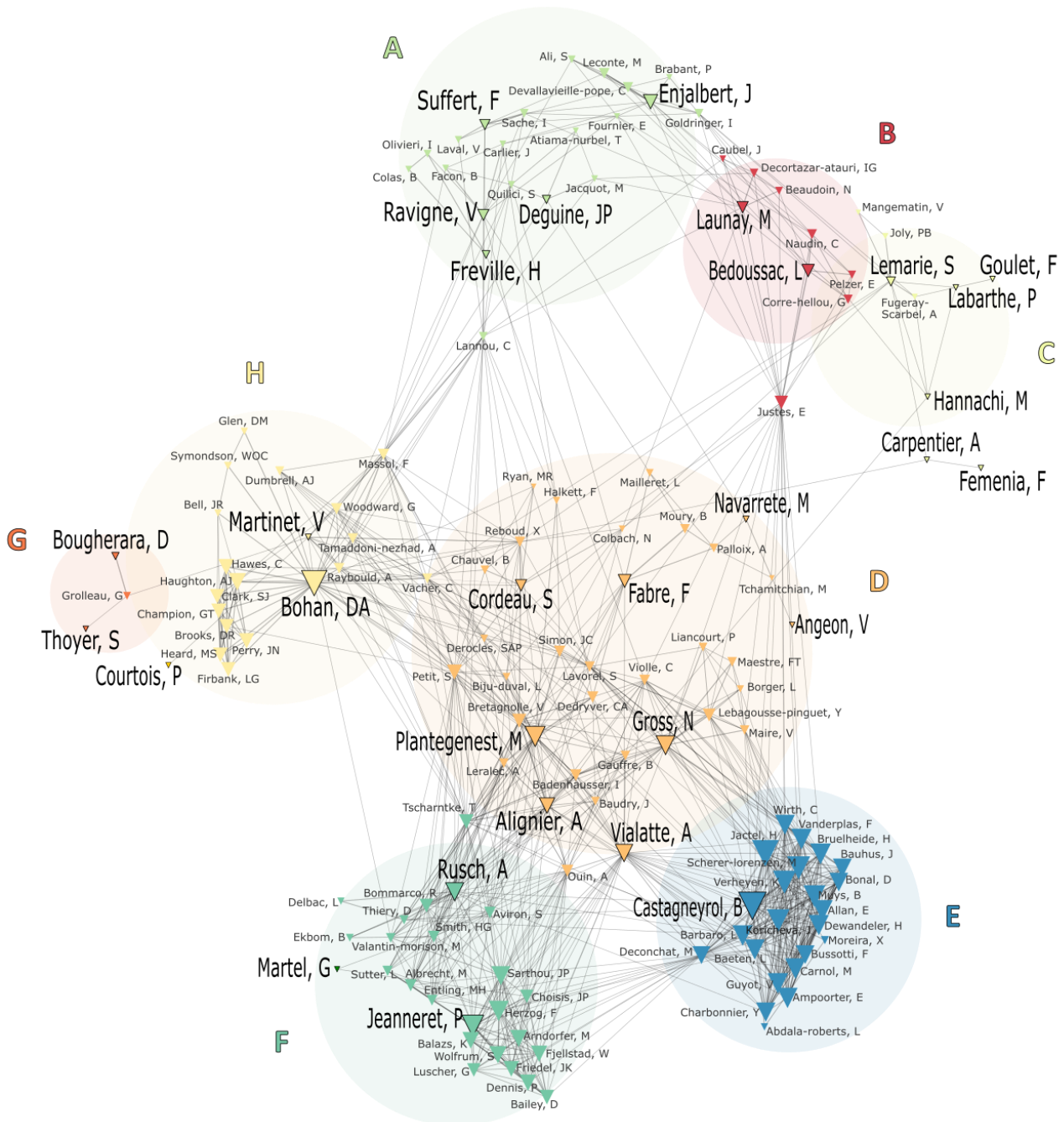


Tableau 1. Disciplines associées aux experts appartenant aux différents clusters de la Figure 5

Cluster	Disciplines des experts de l'ESCo appartenant au cluster
A	Agroécologie (système de culture), Entomologie Amélioration des plantes, Génétique des populations Écologie & Biologie évolutives, Épidémiologie végétale
B	Agronomie (parcelle) Bioclimatologie, Écophysiologie, Modélisation biophysique
C	Économie industrielle, Économie de l'innovation et de la connaissance, Économie de la production agricole Sciences de gestion Sociologie
D	Agroécologie des paysages, des systèmes de culture Agronomie système Écologie des communautés, Écologie fonctionnelle Économie territoriale, Économie du développement Épidémiologie
E	Écologie des interactions plantes-insectes herbivores
F	Agroécologie, Écologie des communautés, Écologie du paysage Entomologie Zootechnie système
G	Économie agricole, Économie de l'environnement
H	Agroécologie des paysages Économie de l'environnement et des ressources naturelles

En complément de cette analyse, certains experts sont également connectés *via* leur participation commune à des projets. Ainsi, parmi les 158 projets de recherche auxquels les 31 experts ont participé dans les 5 années précédant l'ESCo (cf. analyse en Section suivante), 14 ont mobilisé 2 ou 3 experts.

1.2.4. Liens d'intérêts déclarés par le comité d'experts

Outre la recherche d'un équilibre des expertises disciplinaires et thématiques dans le comité, une attention particulière a été portée aux liens d'intérêt entretenus par les experts avec des acteurs parties prenantes du sujet de l'ESCo, tels que des financements, affinités intellectuelles, liens de collaboration, etc. inévitables dans la recherche finalisée. Ainsi, le comité a été constitué en veillant à l'équilibre de ces liens au sein du collectif, et à l'absence de conflits d'intérêt²².

Financement des projets de recherche des experts en lien avec la thématique de l'ESCo

Les 31 experts ont déclaré une participation à 158 projets en lien avec la thématique générale de l'ESCo dans les cinq années précédant celle-ci. La Figure 6 présente les types de financeurs des 158 projets déclarés. **Plus des ¾ des projets déclarés sont intégralement financés par des entités publiques**, notamment des agences publiques et des instituts de recherche et/ou d'enseignement. Les principaux types de financement publics sont :

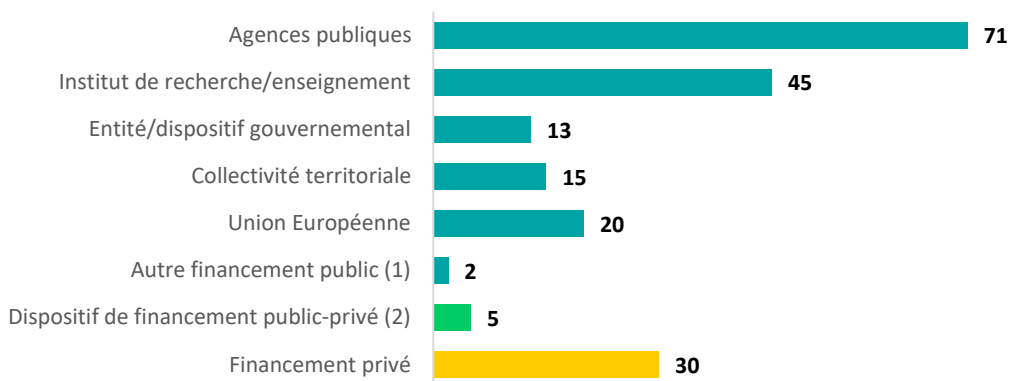
- Des agences publiques (essentiellement l'Agence nationale de la recherche et l'Office français de la biodiversité ou ses prédécesseurs, qui ont notamment financé des projets dans le cadre du plan Ecophyto) ;
- Des instituts de recherche et ou d'enseignement : essentiellement INRAE et le Cirad (notons également quelques instituts étrangers : Agroscope, University of Reading, l'équivalent du CNRS au Chili, Joint reaserch center) ;
- Des entités ou dispositifs gouvernementaux : essentiellement le Compte d'affectation spéciale développement agricole et rural (CASDAR) ;

²² Liens d'intérêts financiers ou institutionnels compromettant l'indépendance de l'expert

- Des collectivités territoriales : essentiellement des régions ;
- L'Union européenne : essentiellement le programme européen pour la recherche et le développement « Horizon 2020 ».

Figure 6. Grands types de financements des projets auxquels ont participé les experts dans les cinq années précédant l'ESCO

Les valeurs désignent le nombre de projets concernés par chaque type de financement.



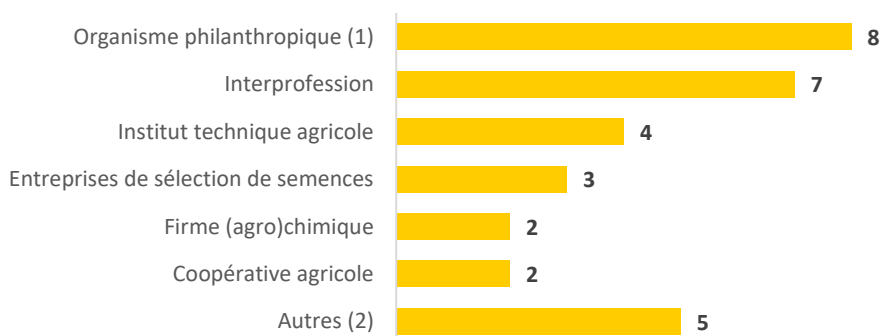
(1) Institut Français du Cheval et de l'Équitation, GIS « GC HP2E »

(2) Chaire écoles-entreprises dédiée à l'Agriculture Ecologiquement Intensive ; Consortium public-privé "Recherche - Développement - Innovation" sur le biocontrôle ; Dispositif CO3 "Co-Construction des Connaissances"²³ ; Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (CESAB) ; Plan National Dépérissement du Vignoble²⁴

Si la grande majorité des projets ne repose sur aucun financement privé, près de 2/3 des experts a cependant participé à au moins un projet financé partiellement ou en totalité soit par un dispositif mixte « public-privé » (tel qu'un consortium, chaire, fondation ou plan associant financeurs publics et privés), soit par un financeur non public (Figure 7).

Figure 7. Grands types de financeurs non publics des projets auxquels ont participé les experts dans les cinq années précédant l'ESCO

Les valeurs désignent le nombre de projets financé (en totalité ou partiellement) par chaque type de structure.



(1) De type fondation

(2) Agrosolutions, KTM advance, SOUFFLET, QUALISOL, France Agro3 (ESA Angers, ISA Lille, ISARA, Purpan), Nestlé Waters Suisse, IP-Suisse

²³ Créé en 2018 par l'ADEME, la Fondation de France, Agropolis Fondation et la fondation Charles Léopold Mayer-FPH

²⁴ Porté par le Comité National des Interprofessions des Vins

Activités secondaires déclarées par les experts

La plupart des experts (24) est impliquée dans des **instances décisionnelles**, et/ou une activité **de conseil ou de consultant** auprès d'organismes publics ou privés. Sauf exception, ces activités ne sont pas rémunérées. Ces activités peuvent être regroupées en 3 grands types :

- 18 experts ont participé ou participent à des conseils scientifiques et/ou techniques d'organismes ou la réalisation d'une activité de conseil ou de consultant auprès d'un organisme. Ces organismes sont essentiellement publics, à l'exception d'un institut technique agricole, d'une fondation de coopération de droit privé, de trois associations loi 1901, d'une société d'édition et d'une banque de développement ;
- 11 experts ont participé ou participent à l'animation/pilotage d'une instance, d'un programme ou d'un événement scientifique et/ou technique (essentiellement des structures publiques, à l'exception d'une Chambre d'agriculture, d'Agropolis Fondation et d'un événement porté par les entreprises de sélection du Colza) ;
- 11 experts ont participé ou participent à des activités d'évaluation de la recherche et/ou des chercheurs (évaluation de projets de recherche ou de thèses, évaluation des chercheurs dans le cadre de commissions d'évaluation des personnels titulaires ou de jurys de concours).

Moins d'1/4 des experts prend part à une activité secondaire rémunérée, celle-ci consistant essentiellement à dispenser des cours ou formations au sein d'universités ou d'écoles d'ingénieurs (6 experts) ou auprès d'instances diverses (1 expert), ou à prendre part à une activité d'édition au sein du groupe Elsevier (1 expert).

Enfin, seulement trois experts sont intervenus lors de congrès ou conférences organisés par des organismes non publics (associations, école privée), ces interventions étant non rémunérées. Deux experts ont quant à eux signalé participer financièrement au capital de sociétés dont l'action s'inscrit dans des thématiques en lien avec l'ESCO²⁵.

²⁵ Il s'agit (i) d'un projet d'acquisition d'une exploitation pour en engager la transition agroécologique et (ii) d'une coopérative de portage apportant son soutien financier à des exploitants en contrepartie de la mise en œuvre de pratiques favorables à la biodiversité.

2. Cadre d'analyse de l'ESCO

2.1. Définitions préliminaires et périmètre de l'ESCO

2.1.1. Organisme bioagresseur

Les bioagresseurs sont les organismes vivants causant des dégâts sur les plantes cultivées par leurs actions physiologiques ou mécaniques sur celles-ci. Ces dégâts peuvent se caractériser par une altération de la croissance et/ou de la vigueur de la plante, de sa morphologie ou de celle de ses organes (lésions, modification de couleur, déformations, nécroses, galles, etc.), ou encore de leur composition chimique (teneur en nutriments, présence de toxines, etc.). Ces dégâts peuvent entraîner des dommages aux récoltes (pertes quantitatives ou qualitatives²⁶) et, en bout de chaîne, des pertes économiques.

Un bioagresseur est caractérisé par sa spécificité plus ou moins marquée, au moins pour une partie de son cycle de vie, vis-à-vis d'une plante hôte *cultivée* qui lui fournit un habitat et/ou des ressources alimentaires. La notion de « bioagresseur » n'a toutefois pas d'acceptation écologique, et constitue davantage un « statut » attribué à un organisme compte tenu de son impact négatif sur la production agricole²⁷. Du point de vue écologique, un tel organisme fait partie de la biocénose associée à la parcelle ou au paysage agricole. Concrètement, un organisme qualifié de bioagresseur peut constituer une ressource trophique pour d'autres organismes, notamment des ennemis naturels d'autres bioagresseurs.

Différentes catégories d'organismes sont susceptibles de causer des dégâts sur les plantes cultivées : arthropodes phytophages (insectes, acariens, etc.), plantes adventices (repousses de cultures et plantes spontanées) ou parasites, micro-organismes pathogènes (champignons, bactéries, virus, phytoplasmes, etc.) à l'origine des maladies des plantes, gastéropodes, nématodes, oiseaux, mammifères (rongeurs, taupes, etc.). Certains agents pathogènes sont transmis aux plantes *via* des organismes vecteurs (insectes le plus souvent, mais aussi acariens, nématodes, mammifères, etc.). Bien qu'il ne cause pas lui-même des dégâts sur les plantes, c'est généralement le vecteur qui est ciblé par les méthodes de protection des cultures. En ce sens, il est assimilé dans cette ESCo à un bioagresseur.

Du fait des enjeux qui ont motivé cette ESCo (voir Avant-propos), l'analyse porte essentiellement sur les catégories de bioagresseurs faisant l'objet d'une lutte chimique : plantes adventices et parasites, microorganismes pathogènes, et invertébrés de la micro-méso-macrofaune (arthropodes, nématodes, mollusques). Ainsi, bien qu'à l'origine de dégâts sur les cultures, les grands herbivores ne sont pas examinés dans cette ESCo en tant que bioagresseurs car leurs mesures de gestion ne relèvent pas spécifiquement des pratiques agricoles. Les effets de la diversité végétale des espaces agricoles sur ces taxons sont toutefois pris en compte dans l'ESCO au titre des effets de la diversité végétale sur la fourniture de services écosystémiques et sur la biodiversité prise « dans son ensemble ».

Notons que les plantes adventices sont considérées à double titre dans cette ESCo. Outre leur statut de bioagresseur lorsqu'elles sont à l'origine de pertes de rendement (du fait de la compétition qu'elles exercent sur les cultures²⁸) et/ou de dégradation de la qualité des produits de récolte (présence de graines indésirables au

²⁶ A noter que les pertes peuvent se produire après la récolte, durant le stockage, même si l'attaque du bioagresseur a eu lieu au champ (par exemple développement du mildiou sur les pommes de terre, ou de certaines maladies des fruits).

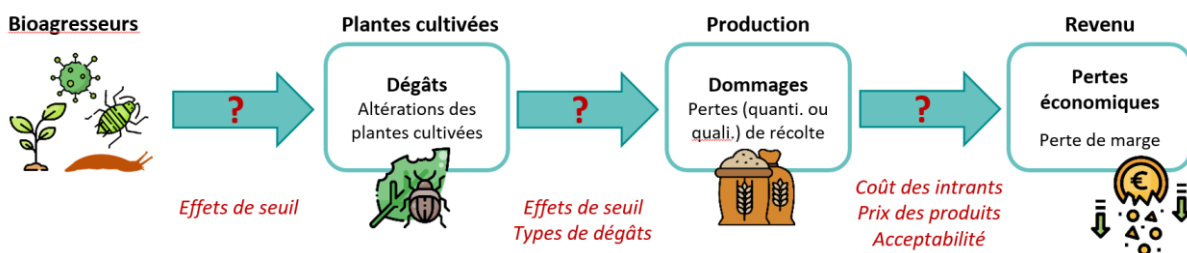
²⁷ L'état sanitaire d'un peuplement végétal résulte d'ailleurs d'une perception duale de la notion de « santé des plantes » (et donc, par extension, de celle de « bioagresseur ») : à la fois naturaliste (susceptible d'être décrite de façon objective à l'aide de diverses mesures et outils mobilisés par les sciences naturelles) et normative (définie selon l'usage qui est fait de la plante et les valeurs sociales et économiques associées à sa culture) (voir (Doring *et al.*, 2012)).

²⁸ Dans l'ESCO, d'un point de vue purement normatif, on assimile la pression exercée par les adventices sur les plantes cultivées *via* la compétition pour les ressources (lumière, eau, nutriments) à un dégât, même si cette pression n'altère pas

sein de la récolte), les adventices font partie de la composante végétale des espaces agricoles. À ce titre, elles contribuent à la diversité végétale dont cette ESCo analyse le potentiel régulateur vis-à-vis des bioagresseurs.

Etablir l'ensemble de la chaîne de causalité entre présence (abondance) de bioagresseurs, occurrence des dégâts, niveau de dommages et niveau des pertes économiques associées n'est pas chose aisée (Figure 8). D'une part, la relation entre abondance des bioagresseurs, principale variable de réponse étudiée dans la littérature en écologie, et occurrence des dégâts n'est pas proportionnelle, notamment car il existe des effets de seuil pour certains bioagresseurs. D'autre part, le lien entre dégâts et dommages est encore insuffisamment étudié et n'est généralement pas univoque : tout dégât n'entraîne pas nécessairement des dommages (par exemple lorsque les dégâts ne concernent pas un organe récolté), et le rendement et la qualité des récoltes sont des variables composites qui résultent, par construction, d'un ensemble de facteurs en interaction parmi lesquels la satisfaction des besoins nutritifs et hydriques de la culture, rendant difficile l'identification et la quantification des seules pertes dues aux bioagresseurs. Enfin, un dommage n'induit une perte économique qu'à partir du moment où il entraîne une perte de marge pour l'agriculteur. Or, ce niveau de perte dépend d'un ensemble de facteurs socio-économiques tels que les caractéristiques du système de culture, le coût des intrants, les débouchés des produits de récolte, ainsi que de leur prix (qui peut augmenter lorsque les dommages touchent une partie significative de la filière, compensant en partie le manque à gagner sur la quantité). Des facteurs psychologiques et économiques (notamment financiers ou assurantiels) influencent également le niveau de perte acceptable pour l'agriculteur.

Figure 8. Conséquences en cascade de l'action des bioagresseurs sur les cultures



2.1.2. Protection des cultures et régulation naturelle des bioagresseurs

La **protection des cultures** fait référence aux stratégies mises en œuvre pour empêcher ou réduire les pertes de récoltes causées par les bioagresseurs en prenant comme référence le potentiel de production « maximum », ce dernier étant déterminé par la composition et la configuration de l'écosystème agricole²⁹ (voir Figure 9). Les stratégies de protection des cultures englobent à la fois les approches « curatives » et « préventives » (prophylaxie³⁰). Du fait de l'objet de l'ESCo, les pertes de récoltes ayant des causes exclusivement abiotiques (par exemple du fait d'un stress hydrique ou azoté) n'ont pas été considérées.

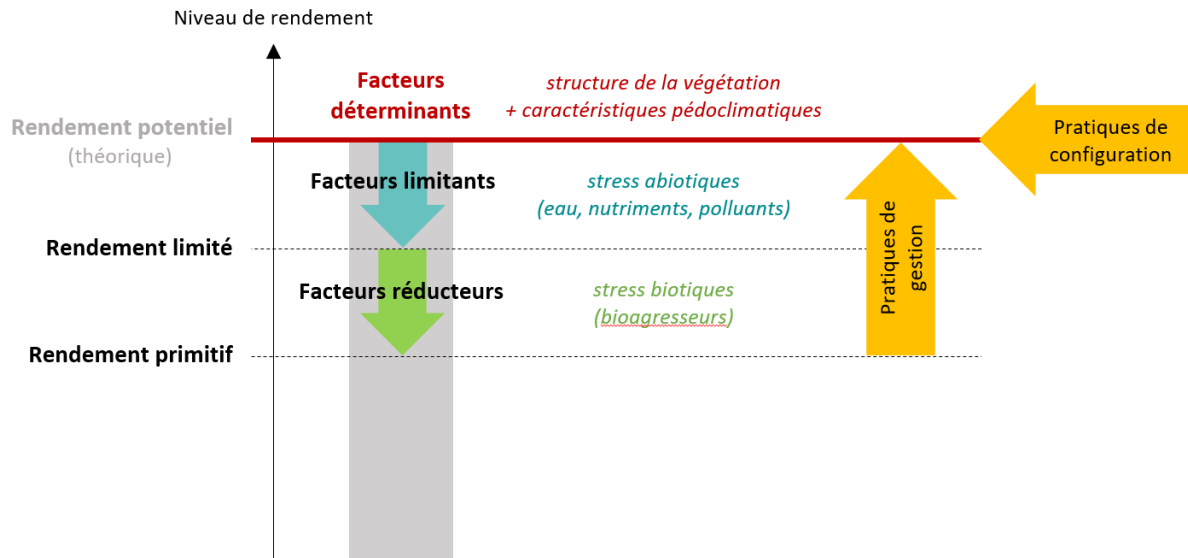
directement la physiologie des plantes cultivées comme peuvent le faire les autres types de bioagresseurs (lésions des tissus, décolorations, déformations, etc.).

²⁹ L'« écosystème agricole » désigne le compartiment biophysique de l'agroécosystème (ce dernier incluant également une dimension socio-économique). Il correspond au système sol-plantes-animaux, incluant la biodiversité planifiée (cultures, animaux d'élevage) et associée présente ou circulant dans cet espace tridimensionnel. L'écosystème agricole est principalement composé de parcelles, cultivées ou en prairie, et d'éléments semi-naturels situés dans son emprise (bords de parcelles, haies, bandes enherbées, arbres isolés, etc. ainsi que la flore adventice). Les agriculteurs et les pratiques agricoles qu'ils mettent en œuvre pour gérer ce système écologique (travail du sol, apport d'engrais, mobilisation de connaissances, etc.) constituent le système socio-économique de l'agroécosystème.

³⁰ <https://dicoagroecologie.fr/encyclopedie/prophylaxie/>

Figure 9. Les facteurs qui déterminent, limitent et réduisent le rendement des cultures.
Adapté de (van Ittersum et Rabbinge, 1997)

Les pratiques de configuration définissent la structure de l'écosystème : choix des géotypes végétaux (espèces, variétés), des dates et de la densité de semis, des séquences de culture. Les pratiques de gestion visent à limiter les stress abiotiques (par exemple irrigation, fertilisation) et réduire les stress biotiques (par exemple traitements pesticides).



La stratégie aujourd'hui la plus fréquemment mise en œuvre est le contrôle des populations de bioagresseurs au moyen de la **lutte chimique** (recours à des pesticides). Outre les pesticides de synthèse, la lutte chimique inclut l'usage de certaines substances de biocontrôle³¹, actuellement minoritaires bien qu'en croissance ces dernières années. La lutte chimique est la plupart du temps combinée avec le choix de **variétés peu sensibles voire résistantes aux bioagresseurs** (pour lutter notamment contre les maladies), ainsi que des méthodes de **lutte culturale** que sont le choix de la **rotation culturale**³² (pour gérer les adventices, les maladies fongiques et bactériennes, les insectes ravageurs et les nématodes), de la date et de la **densité de semis** (pour gérer les insectes ravageurs aériens et les maladies fongiques) et le **travail du sol** (pour gérer les adventices).

En rupture avec le paradigme de suppression des organismes bioagresseurs, la protection agroécologique des cultures donne quant à elle la priorité aux mesures préventives pour réguler leurs populations. Pour ce faire, elle s'appuie sur la biodiversité (végétale et animale)³³ et l'ensemble des processus naturellement à l'œuvre au sein de l'écosystème agricole (Deguine *et al.*, 2023). En principe, cette régulation naturelle des bioagresseurs repose essentiellement sur le fait qu'un même bioagresseur ne peut consommer / coloniser toutes les plantes cultivées du fait de sa spécialisation plus ou moins marquée vis-à-vis de ces plantes. De ce fait, une augmentation de la diversité végétale « dilue » la plante hôte du bioagresseur dans un couvert végétal ou un paysage de plantes non hôtes : les bioagresseurs phytophages ont ainsi plus de difficultés à trouver leur plante hôte (régulation dite *bottom-up*). Pour les plantes adventices, un couvert végétal diversifié constitue un environnement plus concurrentiel. S'ajoute à cela l'intervention des ennemis naturels des bioagresseurs (régulation dite *top-down*), dont la présence dépend des ressources et habitats que peut leur offrir la végétation intra et extra-parcellaire durant leur cycle de vie.

³¹ Le Code rural et de la pêche maritime (CRPM art L.253-6) définit le biocontrôle comme les « agents et produits utilisant des mécanismes naturels dans le cadre de la lutte intégrée contre les ennemis des cultures. Ils comprennent en particulier i) les macro-organismes et ii) les produits phytopharmaceutiques comprenant des micro-organismes, des médiateurs chimiques comme les phéromones et les kairomones, et des substances naturelles d'origine végétale, animale ou minérale. »

³² Dans une moindre mesure que par le passé cependant, cf. Section 1.2.3.

³³ La lutte biologique par introduction/lâchers d'organismes auxiliaires, qu'ils soient exotiques (acclimatation d'agents auxiliaires introduits) ou non (augmentation artificielle des populations endémiques par des apports extérieurs), n'est pas considérée dans l'ESCO comme faisant partie des régulations dites « naturelles ». Elle correspond à l'usage d'un intrant.

La régulation naturelle des bioagresseurs est un service écosystémique dont l'agriculteur bénéficie au travers de la préservation du rendement et d'une diminution du recours (voire des coûts associés) aux pratiques de gestion des bioagresseurs³⁴. Les processus qui la sous-tendent sont variés. Ils impliquent à la fois la flore cultivée et la biodiversité associée (végétale et animale³⁵) situées et/ou circulant dans les parcelles cultivées et leur environnement, et s'accomplissent à différentes échelles spatiales et temporelles. Par construction, la *réalisation* de ces processus dépend de la structure de l'écosystème agricole et de la matrice paysagère environnante, elle-même définie par un certain nombre de pratiques telles que le choix des végétaux (espèces, variétés) implantés, des dates et de la densité du semis, des séquences de culture et de la présence animale dans le système/paysage. En contribuant à définir la structure (composition et configuration) de l'écosystème, les pratiques qui agissent sur le niveau de diversité végétale sont donc susceptibles d'avoir un effet sur les processus impliqués dans la régulation naturelle des bioagresseurs. Les pratiques de gestion (travail du sol, utilisation d'intrants, récolte de la biomasse, etc.³⁶) viennent quant à elles moduler l'*intensité* de ces processus.

Il est à noter que contrairement à l'exercice de prospective « Agriculture européenne sans pesticides » conduit en parallèle de cette ESCo, l'objectif de suppression du recours aux pesticides (ou même sa réduction) n'est pas le point d'entrée de l'ESCO. Certes il fait partie des éléments qui ont motivé la demande adressée à INRAE (cf. Avant-propos), et c'est bien dans la perspective d'une transition vers des systèmes plus économes en intrants de synthèse que sont examinées les stratégies de protection des cultures fondées sur la diversification végétale. Toutefois, la diversification végétale ne doit être considérée dans une logique de substitution aux pesticides, étant entendu que ces deux grands types de stratégies de protection des cultures ne peuvent être mises en œuvre dans des systèmes comparables. Le but premier de cette synthèse des connaissances est d'analyser dans quelle mesure la diversité végétale des espaces agricoles permet ou non de réguler les bioagresseurs, et quels sont les freins et leviers au déploiement de la diversification végétale à cette fin. Ainsi, le corpus bibliographique n'a pas été restreint aux seuls articles faisant le lien entre diversification végétale et usage des pesticides, restriction qui d'ailleurs aurait été trop sévère pour répondre au cahier des charges de l'ESCO.

2.1.3. Diversité et diversification végétale

L'objet central de l'ESCO est d'analyser dans quelle mesure la **diversité végétale** des espaces agricoles permet de réguler les bioagresseurs, et d'identifier les verrous/leviers de la mise en œuvre de stratégies de protection des cultures fondées sur la **diversification végétale**.

L'ensemble de la composante végétale des espaces agricoles est considéré dans l'ESCO. Cette composante englobe à la fois la végétation cultivée par l'agriculteur et la végétation semi-naturelle. La végétation cultivée inclut toute plante (annuelle ou pérenne) cultivée par l'agriculteur à des fins de production de biomasse ou de production de services (par exemple culture intermédiaire piège à nitrate). La végétation « semi-naturelle » désigne dans l'ESCO la végétation spontanée présente au sein des parcelles (incluant la flore adventice) ou du paysage agricole. Cette végétation est le plus souvent composée d'espèces bisannuelles, pluriannuelles ou pérennes, et peut faire l'objet de pratiques de gestion.

Le terme de « diversité végétale » est utilisé dans l'ESCO pour désigner le niveau de diversité de la composante végétale sans considérer les origines de cette diversité (par ex. qui les met en place, pour quelles raisons et à quels coûts), ni son contexte de faisabilité (par ex. nécessité d'une offre variétale compatible ou contraintes réglementaires). Le terme de « diversification (végétale) » renvoie quant à lui à l'*action* (volontaire) d'augmenter le niveau de diversité végétale dans la parcelle et/ou le paysage (par exemple en remplaçant un peuplement monovariétal/monospécifique par un mélange d'espèces/de variétés, en augmentant le nombre de cultures présentes dans la rotation ou encore la complexité de l'arrangement spatial du couvert cultivé, en

³⁴ La société peut également être bénéficiaire indirect de ce service si son exploitation par les agriculteurs est associée à une diminution des pollutions associées à l'usage des pesticides (Tibi et Théron, 2017).

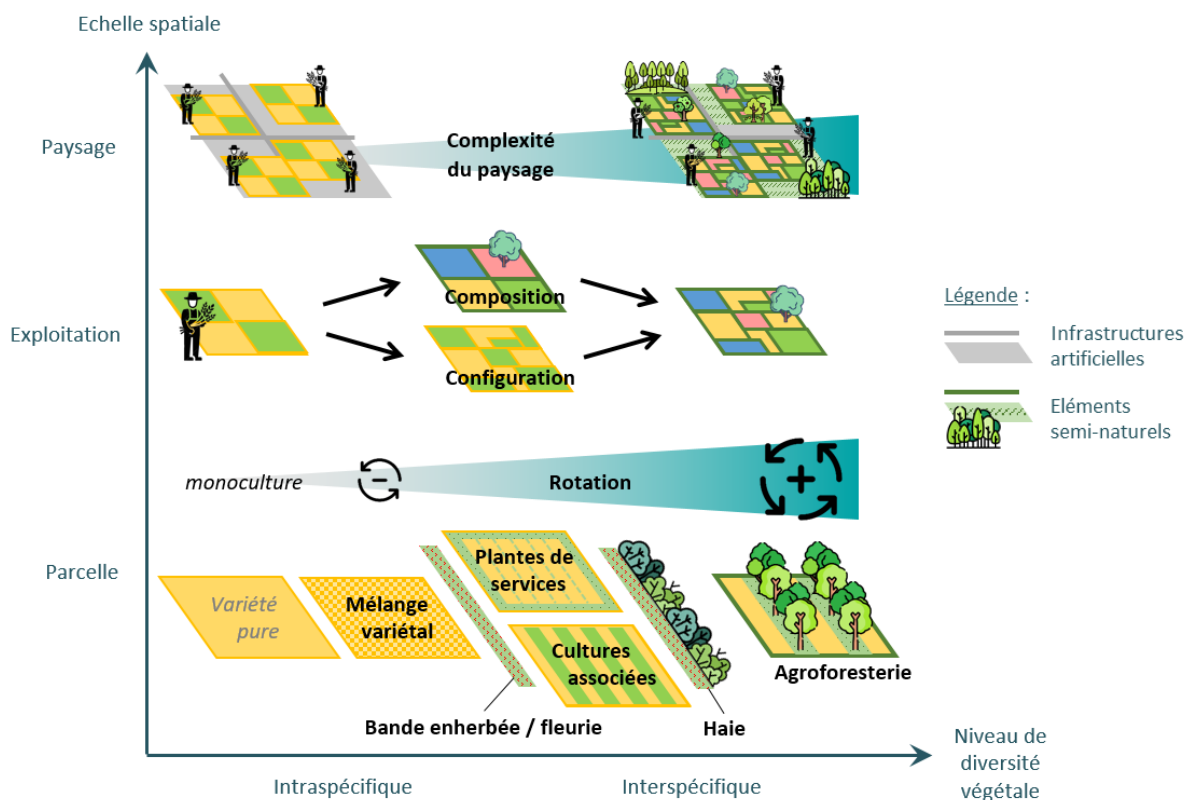
³⁵ Incluant les communautés microbiennes du sol.

³⁶ Notons que la lutte biologique par introduction/lâchers d'organismes auxiliaires, que ceux-ci soient exotiques (acclimatation d'agents auxiliaires introduits) ou non (augmentation artificielle des populations endémiques par des apports extérieurs), n'est pas considéré dans l'ESCO comme faisant partie des régulations dites « naturelles ». Elle correspond à l'usage d'un intrant, autrement dit à une pratique susceptible de *moduler* les régulations naturelles des bioagresseurs.

implantant des éléments semi-naturels dans le paysage, etc.). En conséquence, l'ESCO examine les effets écologiques et épidémiologiques de la *diversité végétale* sur les bioagresseurs, et analyse les conditions de déploiement de la *diversification*.

Etant donné le périmètre de l'ESCO, portant sur la diversification spatiale et temporelle de l'ensemble de la composante végétale des espaces agricoles, une large gamme de pratiques de diversification est prise en compte dans l'analyse bibliographique. Ces pratiques sont positionnées dans la Figure 10 selon le niveau de diversité végétale qu'elles impliquent et l'échelle spatiale de leur déploiement. Elles sont présentées ci-après en donnant, lorsqu'elles existent, des informations sur l'état actuel de leur mise en œuvre en France. Les données statistiques manquent cependant pour réaliser un état des lieux à la fois précis et complet du niveau de déploiement actuel de ces différentes pratiques.

Figure 10. Représentation schématique des modalités de diversification végétale considérées dans l'ESCO



Icônes provenant de www.flaticon.com, créées par Freepik, Satawat Anukul, lapiyee, Icongeek26

Augmenter la diversité intra-spécifique de la culture : mélanges variétaux, utilisation de variétés hétérogènes (paysannes, traditionnelles)

Augmenter la diversité intra-spécifique consiste à augmenter la variabilité génétique du peuplement cultivé d'une espèce donnée, soit en semant simultanément plusieurs variétés (mélange variétal), soit en utilisant des variétés plus hétérogènes.

Une variété se définit classiquement comme une population de plantes obtenue par sélection à partir d'une espèce et dotée d'un ensemble de caractères communs. En France (comme en Europe), à l'exception des espèces mineures non réglementées (par exemple le petit épeautre), seules les semences des variétés certifiées par inscription au Catalogue officiel des espèces et variétés peuvent être commercialisées auprès des agriculteurs. Pour ce faire, une variété doit présenter des caractères phénotypiques (i) la distinguant des autres variétés, (ii) homogènes entre les individus qui la composent et (iii) stables de génération en génération (critères DHS pour

distinction, homogénéité, stabilité). Du fait de ces critères, les variétés certifiées sont donc des populations de plantes possédant des génotypes identiques ou très proches.

En règle générale, les variétés non inscrites au Catalogue, soit parce qu'elles appartiennent à une espèce non réglementée soit parce qu'elles ne respectent pas les critères DHS, ne peuvent être commercialisées.

Les **mélanges variétaux** consistent à semer simultanément plusieurs variétés commerciales choisies pour la complémentarité de leurs traits agronomiques. Ils sont surtout utilisés par les agriculteurs pour réguler les maladies, en assemblant des variétés dont les résistances et/ou tolérances aux bioagresseurs sont complémentaires, créant ainsi un couvert dont le niveau de résistance « moyen » est adapté au complexe pathogène local. Les agriculteurs utilisent également les mélanges variétaux pour leur rusticité et le rendement plus stable qu'ils permettent d'obtenir face aux variations climatiques interannuelles.

D'après les statistiques nationales de déploiement variétal, les mélanges variétaux de blé (Figure 11) couvraient 12,2 % de la sole de blé en 2020 d'après FranceAgriMer (soit l'équivalent de la variété la plus cultivée)³⁷, et 17 % en 2021 d'après Arvalis³⁸. Ces mélanges sont généralement composés de 2 à 3 variétés, choisies parmi celles les plus cultivées en pur dans les régions. Concrètement, c'est essentiellement l'agriculteur qui réalise lui-même le mélange à la ferme à partir de variétés pures, même si la commercialisation de mélanges prêts à semer est désormais autorisée en France (les Mélanges Moulin Soufflet proposés depuis 2018 en sont une illustration).



Figure 11. Mélange variétal de blé dur
(©Hélène Fréville)

Une autre forme de diversification intra-spécifique consiste à utiliser des **variétés traditionnelles ou paysannes** qui, par définition, présentent un certain niveau d'**hétérogénéité génétique**. Les variétés traditionnelles sont généralement des variétés dites « populations », constituées d'un ensemble d'individus aux génotypes variés, généralement sélectionnés au champ par des agriculteurs et multipliés en pollinisation libre. Leurs caractéristiques évoluent donc en fonction des variations des conditions environnementales locales. Les variétés paysannes sont issues quant à elles d'une sélection souvent plus récente effectuée par des agriculteurs à partir de variétés traditionnelles, d'anciennes variétés de pays ou encore de variétés anciennement commercialisées, récupérées et acclimatées à des conditions particulières, ou recombinaison avec d'autres variétés.

Concernant plus spécifiquement l'Agriculture Biologique (AB), le nouveau Règlement européen (2018/848) intègre deux types de matériels génétiques caractérisés par une grande hétérogénéité pour répondre aux besoins de l'AB : le Matériel Biologique Hétérogène (MBH)³⁹ et les Variétés Biologiques Adaptées à la Production Biologique (VBAPB)⁴⁰. Ce dispositif réglementaire dont la mise en application est très récente devrait permettre de favoriser la diffusion, entre autres, des variétés traditionnelles ou paysannes, souvent utilisées par des agriculteurs en AB. Concrètement, les semences issues de MHB peuvent désormais accéder à la commercialisation à condition de respecter certaines exigences en matière de qualité de semences, de traçabilité des lots et d'étiquetage (dispositif en cours de mise en place depuis janvier 2022). La possibilité d'inscrire des VBAPB au Catalogue s'inscrit quant à elle dans la lignée de l'ouverture progressive de ce dernier, depuis 2010⁴¹,

³⁷ <https://www.franceagrimer.fr/fam/content/download/65100/document/ENQ-CER-repar-A20.pdf?version=1>

³⁸ Gérées par FranceAgriMer jusqu'en 2020, ces statistiques sont désormais produites par Arvalis. La valeur donnée pour 2021 est issue d'une enquête conduite par Arvalis sur la récolte 2021 auprès de 7000 agriculteurs. Elle varie de 6% à 32% des surfaces cultivées en blé tendre selon les régions.

<https://platform.api-agro.eu/members/s/5826ccef385c432c9266cc68ed82c76e>

³⁹ <https://www.geves.fr/expertises-varietes-semences/agriculture-biologique/materiel-heterogene-biologique/>

⁴⁰ <https://www.geves.fr/informations-toutes-especes/un-catalogue-de-varietes-pour-toutes-les-situations-de-production/agriculture-biologique-et-ctps/>

⁴¹ Création d'un dispositif spécifique d'évaluation de variétés de blé pour l'AB.

à des variétés présentant des caractéristiques recherchées par les agriculteurs, les transformateurs et les consommateurs de produits biologiques.

Augmenter la diversité interspécifique du couvert cultivé : associations de cultures, installation de plantes de services dans la parcelle, agroforesterie

Par opposition à la culture dite pure, la diversification interspécifique du couvert cultivé consiste à cultiver simultanément au moins deux espèces végétales différentes au sein de la parcelle durant tout ou partie de leur cycle de croissance (on parle alors d'associations d'espèces).

Associations de cultures annuelles de rente

Lorsque toutes les espèces cultivées simultanément ont une finalité de production de biomasse ou de grains (cultures de rente), on parle **d'association/mélanges de cultures de rente (ou de cultures associées)**. Les cultures associées peuvent être semées en mélange sur le rang ou en rangs alternés (on parle dans ce dernier cas de cultures intercalaires). C'est le cas par exemple des méteils fourragers qui associent une ou plusieurs céréales (blé, triticale, avoine, seigle, orge) avec une ou plusieurs légumineuses annuelles (vesce, féverole, pois fourrager). Dans le cas où deux cultures associées ne partagent qu'une faible partie de leur cycle en commun (l'une étant semée en fin de cycle de la précédente), on parle de cultures en relais. L'une des principales raisons pour laquelle les agriculteurs mettent en œuvre des cultures associées est la recherche d'une production supérieure à celle de ses composantes cultivées en pures par l'atteinte d'un rendement globalement supérieur sur la même superficie cultivée.

Selon l'enquête d'Arvalis citée précédemment⁴², les mélanges de cultures de rente représentaient 0,1 à 3 % de la sole selon les régions en 2021, constituées principalement des associations céréales et protéagineux (Figure 12).



Figure 12. Association blé pois
(©Audrey Alignier)

Installation de plantes de services durant le cycle de vie de la culture

Il est également possible d'associer une (ou plusieurs) culture(s) de rente à des plantes secondaires (ou plantes de services) qui n'ont pas vocation à produire un bien agricole mais à y contribuer en fournissant des services écosystémiques parmi lesquels la régulation des bioagresseurs⁴³. Ces plantes, semées en mélange, en rangs alternés avec la culture de rente ou en bandes (par exemple bandes fleuries ou enherbées), peuvent remplir des fonctions différentes. Elles sont qualifiées de plantes compagnes placées au voisinage immédiat des plantes cultivées (par exemple pour concurrencer les adventices, comme dans le cas de l'enherbement inter-rang en vigne, qui concerne 20 à presque 100 % des surfaces de vigne selon les bassins viticoles – Figure 13), plantes répulsives ou « push » (qui repoussent certains bioagresseurs par la sécrétion de composés volatiles odorants), plantes barrières (qui limitent l'accès des ravageurs à la culture de rente par leur développement important), plantes pièges de bioagresseurs ou « pull » (qui attirent les bioagresseurs, les détournant de la culture de rente) ou plantes banques d'insectes ou relai (sur lesquelles se développent des organismes inoffensifs pour les cultures mais utiles aux ennemis naturels des bioagresseurs).

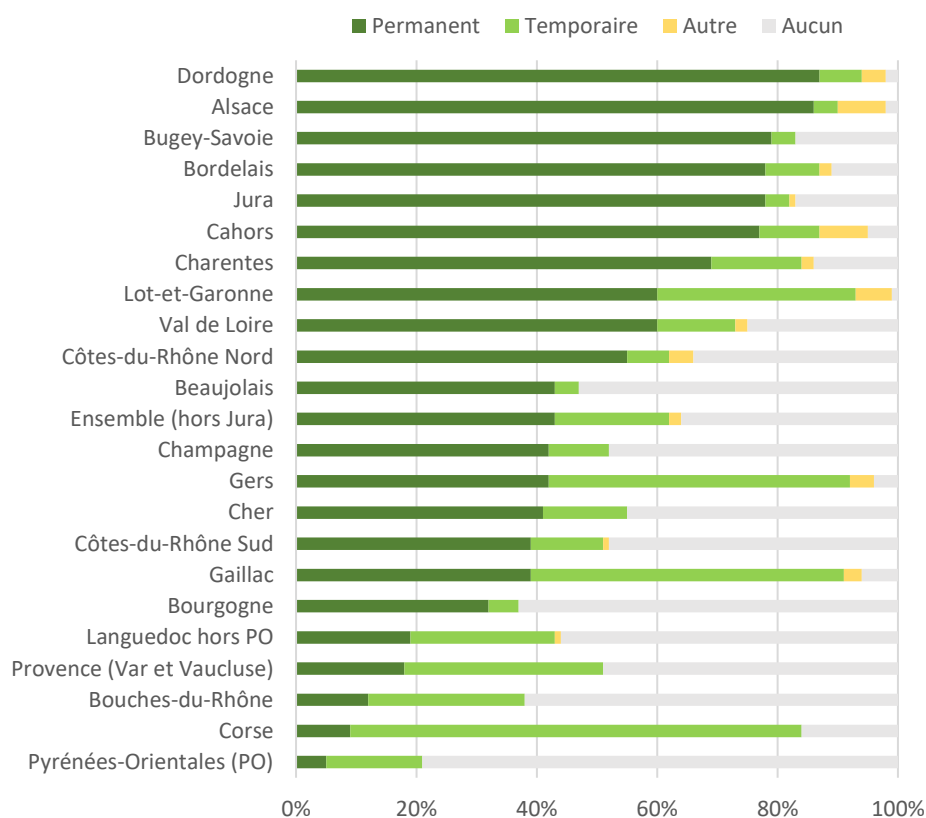
⁴² <https://platform.api-agro.eu/members/s/5826ccef385c432c9266cc68ed82c76e>

⁴³ Les autres services recherchés par les agriculteurs sont notamment la captation de l'azote du sol et sa restitution à la culture suivante, l'augmentation de la biodiversité associée (notamment les pollinisateurs) ou encore la lutte contre l'érosion des sols et la préservation de leur fertilité.

Figure 13. Pourcentage des surfaces des bassins viticoles concernées par les différents types d'enherbement inter-rang en 2019

L'enherbement dit « permanent » englobe les couverts permanents semés ou spontanés. L'enherbement dit « temporaire » englobe les couverts temporaires spontanés ou semés (de type engrais vert ou autre). L'enherbement temporaire peut être simple (un seul type de couvert) ou en combinaison. Les autres types d'enherbements comprennent les combinaisons d'enherbements « permanent » et « temporaire semé ».

Sources : d'après (Agreste, 2021) à partir des données de l'enquête « Pratiques phytosanitaires en viticulture » 2019 (ministère de l'agriculture).



Agroforesterie

Enfin, l'agroforesterie désigne dans l'ESCO les systèmes associant une ou plusieurs espèces cultivées (annuelles ou pérennes) avec des plantes pérennes ligneuses au sein d'une même parcelle⁴⁴. Les systèmes agroforestiers recouvrent une très large gamme d'associations arbres/cultures.

En France métropolitaine (Figure 14), le système agroforestier traditionnel repose souvent sur l'inclusion d'arbres fruitiers dans des prairies ou des parcelles cultivées, les arbres étant exploités à la fois pour leurs fruits et leur bois. Introduits en France dès le XVII^e siècle, on rencontre encore ces systèmes en Normandie (pré-vergers ou vergers hautes-tiges, désignant des prairies plantées d'une faible densité d'arbres fruitiers, notamment des pommiers ou des poiriers, développés sur les surfaces impropres à la viticulture) ou dans le Dauphiné (noyeraies ou châtaigneraies avec cultures intercalaires telles que l'orge et le tournesol)⁴⁵. Des systèmes modernes se sont développés plus récemment (au stade de niche d'innovation), dans lesquels tout type d'arbres (fruitiers ou forestiers, voire autre espèce ligneuse) peut être intégré selon l'objectif de l'exploitant. Les arbres sont implantés en alignements séparés par des grandes cultures ou des cultures maraîchères (par exemple pêchers et cultures

⁴⁴ L'agroforesterie dite « bocagère », considérant l'association arbres/culture à l'échelle du paysage, relève dans l'ESCO de la diversité de la végétation semi-naturelle du paysage.

⁴⁵ Des systèmes agroforestiers existent également en milieu forestier, intégrant le plus souvent l'activité d'élevage (pré-bois en montagne, pâturage des truffières extensives). Ils ne sont pas considérés dans l'ESCO, qui se focalise sur les systèmes déployés sur des terres agricoles.

légumières, robinier et céréales), et leur densité varie entre 30 et 200 arbres par ha. Dans les territoires ultra-marins, l'agroforesterie prend la forme de **cultures sous ombrage** (comme la vanille, le cacao ou le café), de **jardins créoles et mahorais**, et autres **agro-forêts à multiples étages**.

Figure 14. Exemples de systèmes agroforestiers rencontrés en France : pré-verger (a - ©INRAE) ; orge-noyer (b - ©INRAE) ; légume-fruitier (c - ©INRAE) ; jardin créole (d - ©Virginie Ravigné).



On dispose de peu de données quantitatives permettant d'estimer l'état actuel de développement de l'agroforesterie en France, mais les surfaces concernées sont aujourd'hui encore très minoritaires, et ce, malgré le Plan national de développement l'agroforesterie lancé en 2015 (dans la lignée du Projet agroécologique pour la France). Le suivi est rendu difficile par la diversité des systèmes agroforestiers, non considérés en tant que tels par la statistique agricole, et par la définition fluctuante de l'agroforesterie selon les sources d'information, la plupart ne se limitant pas à l'agroforesterie intra-parcellaire et incluant le bocage (linéaires de haies – cf. *infra*). Concernant les systèmes agroforestiers traditionnels, les estimations varient d'une source à l'autre mais font état de surfaces de l'ordre de 100 000 à 170 000 ha au milieu des années 2010 (Actéon-environnement, 2021 ; CGAAER, 2015; Dubois, 2016)⁴⁶, alors qu'ils occupaient plusieurs centaines de milliers d'ha dans la première moitié du 20^e siècle⁴⁷. L'extension des systèmes agroforestiers modernes est encore plus modeste. Les différentes sources disponibles convergent vers une surface approximative de 3 000 ha, essentiellement installés depuis 2010 (CGAAER, 2015; Dubois, 2016) et pour moitié en Agriculture Biologique.

⁴⁶ Ces estimations sont bien supérieures à celles établies par (Solagro, 2019) sur la base de statistiques nationales d'occupation des sols, qui dénombre 54 300 ha de pré-vergers (soit 0,2 % de la surface agricole utilisée française) *au début des années 2000*.

⁴⁷ <https://osez-agroecologie.org/contexte>
https://osez-agroecologie.org/images/imagesCK/files/syntheses/f659_concevoir-un-pre-vergersynthesetechnicosae-web.compressed.pdf

A noter qu'un projet Compte d'affection Spécial au Développement Agricole et Rural (CASDAR) dédié aux systèmes agroforestiers maraîchers⁴⁸, lancé en 2013, recensait plus de 130 sites agroforestiers (plantés ou en projet) dans toute la France, datant d'après 2010 pour la plupart. Un Réseau Mixte et Technologique (RMT) « Agroforesteries »⁴⁹ a également été lancé en 2014. Parmi les actions à mener, le RMT devait mettre en place un observatoire national de l'agroforesterie, mais cet observatoire n'est pas encore en ligne.

Augmenter la diversité temporelle de la végétation cultivée (rotation)

L'utilisation de différentes cultures cultivées séquentiellement sur plusieurs saisons ou années, est une composante fondamentale de l'activité agronomique utilisée par les agriculteurs sous une forme ou une autre depuis au moins 6 000 ans. En effet, l'utilisation d'une combinaison de travail du sol et de rotations constitue la définition de l'agriculture arable⁵⁰, pratiquée dans le monde entier. Une rotation est une séquence fixe et spécifique de cultures, d'une durée donnée, conçue pour atteindre un ensemble particulier d'objectifs agronomiques, économiques et environnementaux. La performance agronomique des rotations repose sur la gestion de la fertilité et de la structure du sol, de l'eau et des adventices, maladies et autres bioagresseurs à laquelle contribue l'ensemble des cultures qui se succèdent (voir par exemple la revue (Struik et Bonciarelli, 1997)). Les opportunités et contraintes agronomiques, économiques et environnementales fixent donc les limites des types de rotation qui peuvent être utilisés dans un contexte de production donné. A l'opposé, un raisonnement fondé uniquement sur le cours mondial des matières premières agricoles sans objectifs agronomiques et environnementaux stricts conduit à la mise en place de séquences simples (rotations courtes), qui ne peuvent être maintenues qu'avec des apports de pesticides et d'engrais.

Le développement des systèmes de rotation que nous connaissons aujourd'hui a eu lieu au cours du XX^e siècle. L'adoption des rotations s'est considérablement accélérée grâce à la révolution verte initiée dans les années 1950 (sélection des cultures, développement de la mécanisation, adoption de nouvelles pratiques agronomiques et développement de pesticides et d'engrais de synthèse pour favoriser la performance des cultures). Le changement structurel le plus récent dans la gestion des rotations a été l'adoption à grande échelle des cultures d'hiver dans les années 1960 et 1970. Au cours des récentes décennies, l'innovation en matière de rotation et son traitement en tant qu'objet d'étude ont décliné, en grande partie en raison du soutien des prix de certaines cultures commerciales et du développement de pesticides qui atteignent plus facilement les mêmes objectifs que les rotations. Depuis les années 1980, quelques cultures clefs ont fini par dominer, ce qui a conduit à une similarité croissante des modèles de culture dans toutes les régions du globe (Martin *et al.*, 2019).

Arvalis a analysé les résultats de l'enquête « Pratiques culturales » 2006 du ministère de l'agriculture (Jouy et Wissocq, 2011) – Tableau 3), et mis en évidence que 34 grands groupes de rotations étaient pratiqués en France sur la période 2001-2005 sur les 14 000 parcelles enquêtées (soit environ 85 % des surfaces de grandes cultures).

D'après Arvalis, les rotations de trois cultures étaient majoritaires sur cette période (55 % de la surface en grandes cultures considérée dans l'analyse). Les rotations supérieures à quatre cultures (cinq ou plus) ne ressortent pas de l'analyse, et les monocultures (essentiellement de maïs ou de blé) occupent à elles seules 12 % de la surface en grandes cultures.

⁴⁸ Projet Casdar-SMART « Systèmes Mixtes Agroforestiers : création de Références Techniques & économiques » <https://www.agroforesterie.fr/smart-casdar-maraichage-et-agroforesterie/>

⁴⁹ <https://rmt-agroforesteries.fr/>

⁵⁰ Glossaire Eurostat 2020 : <https://ec.europa.eu/eurostat/web/main/home>

Tableau 3. Les 34 principaux groupes de rotations pratiqués sur 10 Mha de grandes cultures en France durant la période 2001-2005

Les groupes sont identifiés par les cultures proportionnellement les plus présentes.

Zones géographiques	Groupes de succession de cultures (taux de présence des cultures dans la succession sur la période 2001-2005)	Surface couverte en 2006	
		hectares	% zone
Nord Champagne-Ardenne, Haute-Normandie, Nord-Pas-de-Calais, Picardie 2 608 000 ha	Betterave (18 %), blé tendre (50 %), pomme de terre (8 %)	719 000	28%
	Maïs fourrage (24 %), prairies artificielles (10 %), blé tendre (39 %), orge (13 %)	561 000	22%
	Colza (23 %), blé tendre (44 %), orge (23 %)	551 000	21%
	Blé tendre (43 %), orge (13 %), protéagineux (11 %)	254 000	10%
	Maïs grain (42 %), blé tendre (36 %)	200 000	8%
	Protéagineux (21 %), blé tendre (46 %), orge (16 %)	158 000	6%
	Betterave (22 %) blé tendre (39 %) Orge (30 %)	145 000	6%
	Maïs fourrage (100 %)	21 000	1%
Ouest Basse-Normandie, Bretagne, Pays-de-la-Loire, Poitou-Charentes 2 661 000 ha	Maïs fourrage (48 %), blé tendre (31 %), prairie temporaire (9 %)	1 016 000	38%
	Blé tendre (46 %), colza (13 %), orge (13 %), tournesol (21 %)	621 000	23%
	Blé tendre (40 %), maïs grain (40 %)	369 000	14%
	Prairie temporaire (79 %)	214 000	8%
	Maïs grain (88 %)	189 000	7%
	Légumes (13 %), blé dur (12 %), blé tendre (16 %)	132 000	5%
	Blé tendre (41 %), protéagineux (15 %)	120 000	5%
Est Alsace, Bourgogne, Franche-Comté, Lorraine, Rhône-Alpes 1 612 000 ha	Colza (18 %), blé tendre (40 %), orge (23 %)	578 000	36%
	Colza (32 %), blé tendre (35 %), orge (33 %)	383 000	24%
	Maïs grain (46 %), blé tendre (28 %)	273 000	17%
	Maïs fourrage (36 %), prairie temporaire (16 %), blé tendre (20 %)	267 000	17%
	Maïs grain (100 %)	111 000	7%
Centre Auvergne, Centre, Ile-de-France 2 011 000 ha	Colza (26 %), blé tendre (50 %), orge (17 %)	712 000	35%
	Blé tendre (47 %), orge (9 %), maïs grain (23 %), tournesol (10 %)	505 000	25%
	Blé tendre (32 %), maïs fourrage (12 %), orge (5 %)	239 000	12%
	Betterave (23 %), blé tendre (47 %), orge (20 %)	200 000	10%
	Blé tendre (49 %), orge (13 %), protéagineux (19 %)	193 000	10%
	Blé dur (37 %)	118 000	6%
Sud Aquitaine, Languedoc-Roussillon, Midi-Pyrénées, Provence-Alpes-Côte d'Azur 1 118 000 ha	Blé tendre (39 %), tournesol (31 %)	307 000	27%
	Maïs grain (100 %)	298 000	27%
	Maïs grain (54 %), blé tendre (22 %)	161 000	14%
	Blé dur (64 %)	138 000	12%
	Blé dur (51 %), tournesol (49 %)	95 000	8%
	Prairies (temporaire à 50 %, artificielle à 18 %)	69 000	6%
	Maïs fourrage (64 %)	51 000	5%
France entière 10 010 000 ha	Monoculture (toutes cultures)	1 185 000	12%
	<i>dont monoculture de maïs (grain et fourrage)</i>	715 000	7%
	<i>dont monoculture de blé dur</i>	256 000	3%
	<i>dont monoculture de prairie temporaire</i>	214 000	2%
	2 cultures	1 594 000	16%
	3 cultures	5 547 000	55%
	4 cultures	1 687 000	17%

Source : D'après (Jouy et Wissocq, 2011), qui ont analysé les successions de culture 2001-2005 à partir de l'enquête « Pratiques culturales » 2006 (ministère de l'agriculture).

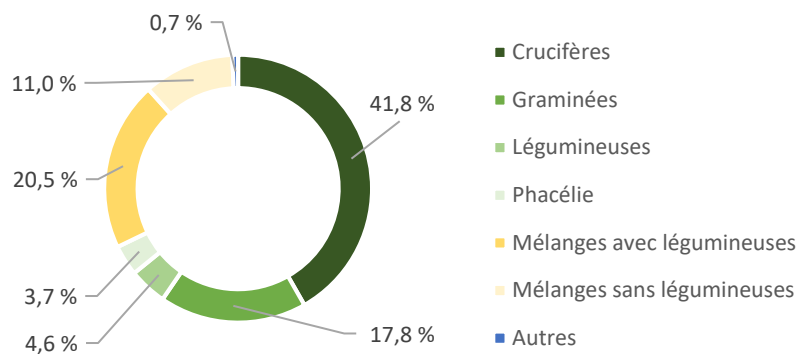
Diversifier la rotation consiste à modifier la séquence de cultures (nature et ordre des cultures de rente) et/ou d'introduire des cultures supplémentaires durant les périodes d'interculture (couvert d'interculture).

D'après l'enquête « Pratiques culturales » de 2017, 14 % des surfaces de grandes cultures étaient précédées d'un sol totalement nu pendant l'hiver en 2017 (en diminution de 6 points par rapport à 2011). Cette moyenne masque une diversité des situations selon les espèces cultivées : deux tiers des surfaces de soja et un peu plus de la moitié des surfaces de maïs grain restent nues en hiver. Lorsqu'un couvert d'interculture est mis en place, il s'agit dans 42 % des cas d'une crucifère, et dans 26 % des cas d'une légumineuse seule ou en mélange (Figure 15).

Figure 15. Nature des couverts hivernaux implantés en grandes cultures en 2017

Répartition des couverts hivernaux (hors cultures dérobées) en % de la surface de grandes cultures concernée par la couverture hivernale des sols en France métropolitaine.

Source : d'après (Agreste, 2021) à partir des données de l'enquête « Pratiques culturales » 2017 (ministère de l'agriculture)



La diversité de la végétation semi-naturelle du paysage : haies, prairies permanentes, bosquets, etc.

La végétation semi-naturelle, désignée ci-après « éléments semi-naturels », est le plus souvent composée d'espèces bisannuelles, pluriannuelles ou pérennes. Les éléments semi-naturels incluent toutes les formes de végétation spontanée (ou initialement semées mais évoluant ensuite librement) située à l'intérieur de la parcelle, sur son pourtour et à l'extérieur de l'exploitation, qui contribuent à la diversité de la part non cultivée du paysage. La plupart ne reçoivent aucun traitement phytosanitaire ni aucune fertilisation (chimique ou organique). Certains sont des éléments végétaux ponctuels (arbres isolés, éléments linéaires), d'autres ont une emprise surfacique plus importante (par exemple les surfaces toujours en herbe). Les éléments semi-naturels englobent donc une très grande diversité de types de végétation, dont la plupart sont désignés comme « infrastructures agroécologiques » (IAE⁵¹) par les politiques publiques (Figure 16).

D'une part, elles incluent toutes les formes de végétation plus ou moins spontanée située en pourtour de parcelle : les haies (éléments semi-naturels les plus emblématiques de paysages agricoles bocagers, et qui regroupent une diversité de linéaires de ligneux)⁵², mais aussi les bordures non productives boisées ou herbacées

⁵¹ Dans leur acception politique, les IAE incluent des éléments non végétaux (mares, murs traditionnels), non considérés dans cette synthèse focalisée sur la diversification végétale. Ils incluent également les cultures fixatrices d'azote et les cultures dérobées. Les premières sont considérées dans l'ESCO au titre de la diversification des rotations car essentiellement implantées durant la période d'interculture. Les deuxièmes désignent le fait de semer une seconde culture de rente au moment de la récolte de la première mais dans la même saison culturale⁵¹ : selon la durée pendant laquelle les deux cultures co-existent, les cultures dérobées sont considérées dans l'ESCO soit comme une modalité de diversification interspécifique du couvert de la parcelle (culture dite « relais »), soit comme une modalité de diversifier la rotation (culture intermédiaire).

⁵² Une haie est définie dans la Politique agricole commune comme une unité linéaire de végétation ligneuse, d'une largeur inférieure ou égale à vingt mètres, incluant des arbustes et/ou des arbres et autres ligneux (ronces, genêts, ajoncs, etc.).

qui se distinguent de la parcelle de terre arable à laquelle elles sont adjacentes⁵³ (par exemple bande tampon) et les fossés. D'autre part, elles incluent tous les autres éléments situés à l'intérieur ou à l'extérieur de l'exploitation agricole, composées majoritairement de végétation spontanée (herbacée ou ligneuse) : les arbres isolés⁵⁴ (que l'on peut notamment trouver au sein des parcelles), les jachères⁵⁵, les bosquets d'arbres, les lisières de forêt et les surfaces toujours en herbe.

Figure 16. Exemples d'éléments semi-naturels : bocage (a - ©INRAE) ; jachère fleurie (b - ©INRAE) ; landes pâturées parsemées de tourbières (c - ©Anaïs Tibi).



Les surfaces toujours en herbe méritent un point d'attention particulier. En France, du point de vue statistique et dans le cadre de la Politique agricole commune, cette notion est assimilée à celle de « prairies permanentes » qui désigne les surfaces enherbées de manière ininterrompue pendant au moins cinq ans (contrairement aux prairies dites « temporaires »)⁵⁶. Ces surfaces ne font donc pas partie de la rotation des cultures, et se caractérisent par la limitation (mais non l'exclusion) des pesticides. Ce dernier point a pour conséquence que le peuplement végétal des prairies permanentes peut présenter une diversité spécifique très variable selon la nature du milieu et les pratiques agricoles associées, depuis une grande richesse d'espèces végétales spontanées à une diversité spécifique beaucoup plus pauvre dans les prairies conduites de manière plus intensive et recevant une fertilisation minérale élevée. On retrouve dans la littérature scientifique toute la diversité des couverts désignés comme « prairies », sans qu'il soit toutefois possible de circonscrire l'analyse aux seules prairies non fertilisées car le mode de conduite de ces couverts est rarement précisé. A ces prairies permanentes gérées (de façon plus ou moins extensive) par les agriculteurs s'ajoutent toutes les surfaces en herbe plus ou moins utilisées par l'élevage (pâturation) mais non gérées : les landes et les parcours d'estives. Là encore, il est, la plupart du temps, difficile de distinguer spécifiquement ces dernières des prairies permanentes dans la littérature scientifique.

Par ailleurs, en tant que végétation spontanée entrant dans la composition du couvert de la parcelle, la flore adventice contribue à la diversité de la végétation semi-naturelle des espaces agricoles.

Les éléments semi-naturels peuvent aussi être distingués selon (i) le niveau de gestion par l'homme, (ii) leur caractère productif et (iii) leur emprise foncière sur l'espace agricole. Ces trois dimensions (gestion, productivité et emprise foncière) sont au cœur des décisions des agriculteurs en matière d'intégration de la végétation semi-naturelle dans la conduite de leur système de production.

⁵³ Les bandes enherbées ou fleuries implantées par l'agriculteur à l'intérieur des parcelles, pour partie composées de végétation spontanée, sont considérées dans l'ESCo comme des plantes de service contribuant à la diversité interspécifique du couvert cultivé (cf. *supra*).

⁵⁴ Essences forestières seules, disséminées ou regroupées en bouquets de surface inférieure à 5 ares. Les alignements d'arbres situés au sein des parcelles relèvent essentiellement des systèmes agroforestiers, assimilés par la Politique agricole commune à des IAE, mais considérés dans l'ESCo en tant que forme de diversification interspécifique de la végétation cultivée (cf. *supra*).

⁵⁵ Les jachères sont définies dans la Politique agricole commune comme des surfaces agricoles ne faisant l'objet d'aucune utilisation ni valorisation pendant une période de six mois.

⁵⁶ La notion de « prairie naturelle » parfois utilisée (notamment par certains agriculteurs) n'est pas retenue dans l'ESCo car difficile à caractériser sur le plan scientifique. Les chercheurs considèrent en effet que la prairie naturelle n'existe pas sous les latitudes tempérées.

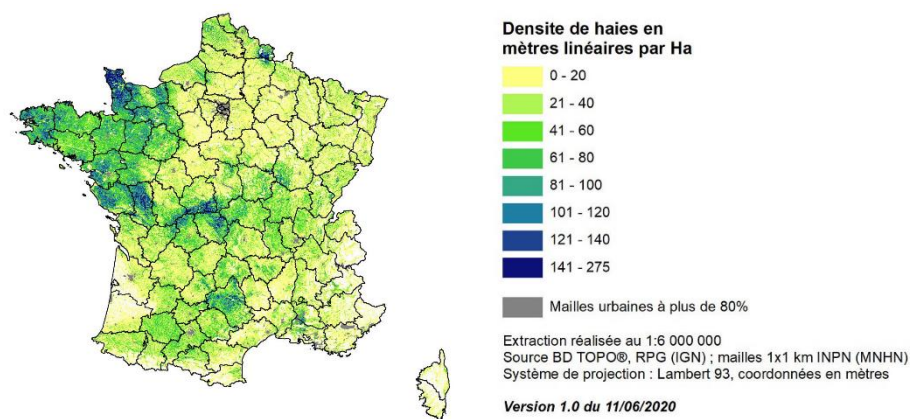
Tous les éléments semi-naturels ne sont pas volontairement implantés ni gérés par l'agriculteur. Ainsi, la présence de certains bosquets, de certaines lisières de forêts ou encore de parcours d'estives est un fait indépendant des actions de l'agriculteur, bien que certains de ces éléments semi-naturels puissent être gérés par d'autres acteurs du territoire (par exemple des acteurs publics – collectivités territoriales, établissements publics tels que le conservatoire du littoral – ou privés sans statut agricole – tels que les conservatoires d'espaces naturels). Cette distinction a un impact sur la façon dont l'agriculteur peut considérer ces éléments de végétation dans la gestion de son exploitation. Pour les éléments semi-naturels que l'agriculteur a la possibilité de gérer, diversifier consiste à en implanter de nouveaux⁵⁷ pour restaurer une trame écologique ou augmenter la part de végétation non cultivée au sein de son exploitation, dans le but de bénéficier des services rendus par ces éléments semi-naturels (par exemple contrôle de l'érosion, régulation des flux de polluants, refuge pour la biodiversité, etc.). Concernant les éléments semi-naturels sur lesquels il n'a pas d'emprise, la « diversification » est plus indirecte et consiste, pour l'agriculteur, à tenir compte de la présence de ces éléments semi-naturels dans la conduite de son système de culture (par exemple choix des cultures situées à proximité de tel ou tel élément semi-naturel en fonction de ses bénéfices supposés vis-à-vis des bioagresseurs associés à ces cultures).

De plus, certains éléments semi-naturels peuvent être exploités par l'agriculteur à des fins de production de biomasse (en plus de bénéficier des services écosystémiques rendus). C'est le cas des surfaces en herbe pâturées ou fauchées ou de certaines haies fournissant du bois par exemple. Enfin, notons que certains éléments semi-naturels peuvent avoir une emprise foncière sur l'espace productif agricole (où se déploie la culture de rente), induisant donc potentiellement une perte de production.

On manque de recensement systématique et actualisé des éléments semi-naturels, catégorie incluant une grande diversité d'éléments qui ne font pas l'objet de statistiques dédiées.

Concernant les linéaires de haies, le Plan national de développement de l'agroforesterie (*cf. supra*) a cependant permis d'initier la création d'un dispositif national de suivi des bocages (DSB) articulant les compétences de l'Office français de la biodiversité (OFB) et de l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN – Figure 17).

Figure 17. Carte de densité des haies en France métropolitaine



Source : Dispositif national de suivi des bocages IGN/OFB⁵⁸

En attendant la finalisation de ce dispositif, les données disponibles relatives aux haies sont disparates. Il est d'autant plus difficile d'avoir une vision d'ensemble que deux métriques sont utilisées pour quantifier ces infrastructures – le mètre linéaire et l'emprise spatiale (hectares) – sans qu'il n'existe d'équivalence claire et universelle permettant de passer de l'une à l'autre. Ainsi, l'enquête annuelle Teruti-Lucas⁵⁹, réalisée par les services statistiques du ministère de l'agriculture, suit l'évolution de l'occupation et de l'usage des sols sur le territoire national. En se basant sur cette enquête, les sources rapportent une surface de haies et d'alignements

⁵⁷ Ou de ne pas supprimer les existants.

⁵⁸ <https://www.ofb.gouv.fr/haies-et-bocages-des-reservoirs-de-biodiversite>

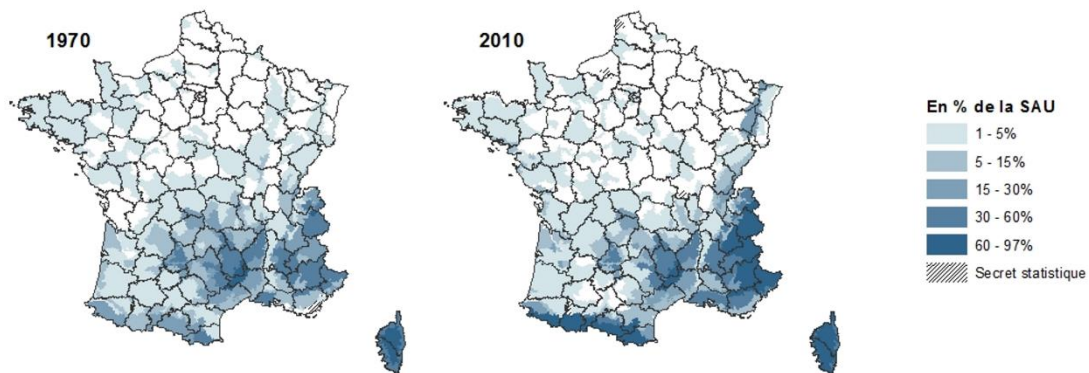
⁵⁹ <https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/bases-donnees/teruti-lucas>

d'arbres de l'ordre de 1 million d'ha en 2006, 960 000 ha en 2012 et 930 000 ha en 2015 (CGAAER, 2015 ; OFB, 2022). D'autres sources font état d'une perte de 1,4 millions de km de haies sur plus de 2 millions à la fin du XIX^e – début du XX^e siècle, avec un taux de perte passant de 45 000 km par an sur la période 1975-1987 à 15 000 km/an sur la période 1990-2007, pour s'établir durant la dernière décennie à environ 7 000 km/an (Dubois, 2016). À noter que le plan France Relance 2021-2022 ambitionne notamment de planter 7 000 km de haies et d'alignements d'arbres intra-parcellaires sur la période 2021-2022.

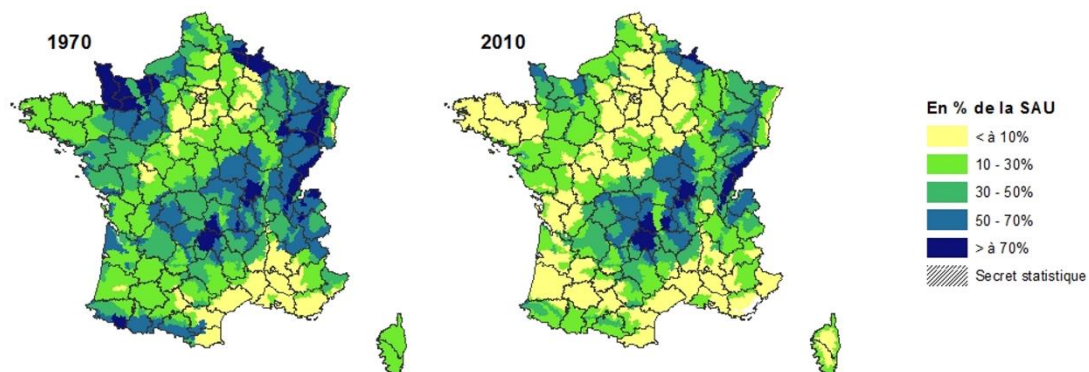
Les surfaces en herbe (prairies, landes, etc.) ont régressé en même temps que les haies sous l'effet des remembrements fonciers (15 millions d'hectares remembrés depuis 1945 d'après (Dubois, 2016)). D'après l'analyse des Recensements agricoles (RA) et de la Statistique agricole annuelle (SAA), elles sont passées de 41 % de la surface agricole utilisée (SAU) en 1970 à 28 % en 2010, alors que la proportion de terres arables passait de 56 % à 68 % (Therond *et al.*, 2017). Ces pourcentages à l'échelle nationale masquent cependant d'importantes disparités régionales du fait de la spécialisation des territoires et des assolements, les surfaces toujours en herbe occupant moins de 10 % de la SAU dans les zones de grandes cultures (Figure 18).

Figure 18. Evolution de la part des surfaces en prairies permanentes peu productives (a) et productives (b) dans la surface agricole utilisée par région agricole entre 1970 et 2010

a. Prairies permanentes peu productives



b. Prairies permanentes productives



Source : (Therond *et al.*, 2017) d'après les Recensements agricoles

Enfin, à notre connaissance, l'état des lieux publié par Solagro d'après des statistiques nationales datant du début des années 2000 (Recensement agricole 2000, enquête Teruti 2003, enquête Prairies 1998) est le seul à considérer distinctement d'autres types d'éléments semi-naturels (Solagro, 2019). D'après cet état des lieux, les bosquets occupaient environ 530 000 ha (moins de 2 % de la SAU) il y a une vingtaine d'année, les bandes enherbées 390 000 ha, les arbres épars ou en alignements 225 000 ha, et les lisières herbacées des bois 85 000 ha.

Gérer le niveau de diversité du paysage

Si c'est actuellement rarement le cas, la diversité de composition et de configuration du paysage (Figure 19) peut faire l'objet d'une gestion moyennant une coordination des acteurs parties prenantes de ce paysage. Pour ces raisons, elle est considérée dans l'ESCO comme une modalité de diversification à part entière.

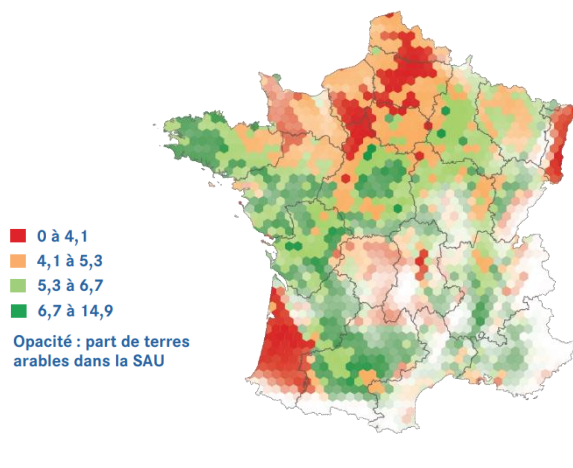


Figure 19. Paysage agricole diversifié avec prairies, haies et bois (©Aude Vialatte)

A l'échelle du paysage, le niveau de diversité de la végétation, tant dans sa composition (nature des cultures présentes dans l'assolement) que dans sa configuration (taille et forme des parcelles, répartition des cultures dans le paysage) est la résultante des choix individuels.

En premier lieu, la nature et la répartition des cultures dans l'assolement (à l'échelle de l'exploitation et plus globalement dans le paysage agricole) résulte mécaniquement des choix de rotations mises en place sur chaque parcelle. La diversité de l'assolement peut être appréciée à l'aide de l'indice de Simpson, tenant compte du nombre de cultures et de leur proportion relative dans l'assolement⁶⁰. L'indice de Simpson moyen par exploitation des cultures arables en France est de 2,47 (Figure 20 – (Sirami et Midler, 2021)). Pour plus de 85 % des exploitations agricoles, moins de quatre cultures couvrent plus de 80 % de la sole cultivée. En 2018, les dix assolements les plus représentés occupent 78 % de la SAU totale. Le blé tendre d'hiver occupe à lui seul 18 % de la SAU. La diversité de l'assolement peut également être caractérisée par la répartition spatiale des cultures des cultures dans le paysage (distance séparant deux parcelles portant la même espèce cultivée).

Figure 20. Diversité des cultures arables en France mesurée par l'indice de Simpson



Les cellules hexagonales ont une superficie d'environ 350 km². Leur couleur indique le niveau de diversité des cultures arables mesuré par l'indice de Simpson, qui s'apparente à une moyenne du nombre de cultures par exploitation, pondérée par les surfaces. Pour un nombre de cultures donné, l'indice est maximal lorsque chaque culture occupe la même surface. L'opacité des cellules traduit la part de terres arables dans la SAU.

Source : (Sirami et Midler, 2021).

En second lieu, la longueur des interfaces entre chaque parcelle et son environnement immédiat (autre parcelle agricole ou surface dédiée à un autre usage) est par construction liée à la **taille des parcelles**. Un paysage composé de parcelles de petite taille verra mathématiquement la proportion de ces interfaces augmenter, et donc celles des éléments semi-naturels qui leur sont associés, le cas échéant. De façon connexe, une modification de la taille des parcelles induit une modification de la diversité des assolements puisque qu'elle implique très souvent un changement de couvert.

⁶⁰ Pour un nombre de cultures donné, l'indice est maximal lorsque chaque culture occupe la même surface. Cet indice représente le nombre théorique minimal d'espèces qu'il faudrait cultiver de manière équilibrée dans la ferme pour avoir la même diversité d'assolement.

2.2. Cadre conceptuel adopté dans l'ESCo

Par construction, la demande adressée à INRAE s'inscrit dans un paradigme de re-conception des systèmes agricoles selon les principes de l'agroécologie dans le but de s'affranchir des intrants de synthèse. L'ESCo n'a pas vocation à discuter le bien-fondé d'une telle transition des systèmes de production mais à analyser le déploiement de stratégies de protection des cultures reposant sur la diversification végétale. Le cadre conceptuel de cette ESCo a donc été élaboré en mobilisant différents cadres théoriques permettant d'analyser (i) les interrelations entre les composantes socio-économiques et écologiques des agroécosystèmes, et (ii) les conditions d'émergence des innovations et plus largement de transition de ces systèmes.

La littérature sur l'écologisation des systèmes de production est abondante et se rattache à des corpus disciplinaires différents, ne traitant pas des mêmes échelles mais ayant en commun de s'intéresser aux rapports complexes entre agriculture et environnement, et plus singulièrement au rapport homme-nature. Cette littérature s'inscrit dans un contexte de responsabilité environnementale de l'agriculture, qui va bien au-delà de la seule logique de réduction des impacts négatifs de l'activité humaine sur l'environnement, et considère l'objectif de gestion des écosystèmes (Boiffin *et al.*, 2004). Cette « mue environnementale » ne concerne pas simplement l'intégration de technologies nouvelles – fussent-elles « écologiques » – au sein d'itinéraires techniques, de systèmes de culture ou d'élevage, mais des évolutions plus profondes de la structure même de ces systèmes et des interactions entre leurs composantes (Boiffin, 2011). Elle plaide en faveur d'une approche moins techniciste des sciences du vivant (de l'agronomie notamment) et appelle à refonder leur programme de recherche en faveur d'une démarche systémique et holistique (parmi d'autres : (Duru *et al.*, 2015a ; Gaitan-Cremaschi *et al.*, 2020 ; Le Coq *et al.*, 2020; Méndez *et al.*, 2013)) qui admet que les solutions innovantes à explorer sont plurielles et contingentes au contexte local (Geertsema *et al.*, 2016). Ce prisme invite à considérer les technologies utilisées, l'organisation des systèmes de production et plus largement les processus décisionnels des acteurs impliqués ou concernés par leur gestion.

L'**agroécologie**⁶¹ offre un cadre de réflexion général promouvant la transformation des systèmes agricoles et alimentaires en faveur de systèmes vertueux du point de vue du développement durable, et garantissant une alimentation suffisante et équilibrée pour la population mondiale (De Schutter, 2011). La révision des modes de production proposée par l'agroécologie poursuit un double objectif : (i) optimiser la productivité des agroécosystèmes et leur stabilité face aux changements globaux ; (ii) maximiser la fourniture de services écosystémiques (tant ceux qui sous-tendent la production agricole – dit « intrants » – que ceux bénéficiant plus largement à l'ensemble de la société) tout en limitant les impacts négatifs des systèmes de production sur l'environnement et la santé. Selon les arènes dans lesquelles elle est invoquée, l'agroécologie recouvre des acceptions multiples : elle peut ainsi être vue comme un positionnement scientifique, un ensemble de méthodes et de pratiques agricoles, ou encore un mouvement social (Wezel *et al.*, 2009). Dans cette ESCo, l'agroécologie est considérée dans son acception scientifique. A ce titre, l'agroécologie se définit d'abord, dans les années 1990, comme une déclinaison des concepts et principes de l'écologie au domaine de l'agriculture (Altieri, 1996 ; Gliessman *et al.*, 1998; Thomas et Kevan, 1993). La définition s'élargit dans les années 2000 en intégrant la composante sociale de l'agriculture pour prendre en compte les dynamiques territoriales et placer les acteurs au centre du processus de révision des modes de production. Dès lors, l'agroécologie peut être considérée comme un ensemble disciplinaire où se croisent les sciences agronomiques, environnementales, économiques et sociales (Dalgaard *et al.*, 2003 ; Tomich *et al.*, 2011). Elle considère tous les niveaux d'organisation, de la parcelle à l'ensemble du système alimentaire. Plus précisément, l'agroécologie des paysages place le **paysage** comme niveau d'organisation spatio-temporelle central (Dalgaard, 2005 ; Jeanneret *et al.*, 2021). La diversification spatio-temporelle des plantes cultivées et non cultivées dans les paysages agricoles est par définition un pilier central de l'agroécologie (Altieri *et al.*, 2009 ; Duru *et al.*, 2015b ; Lechenet *et al.*, 2016; Malezieux *et al.*, 2009).

Un certain nombre de cadres conceptuels récents visant à analyser les enjeux d'une transition agroécologique vers des paysages durables s'appuient sur le concept de système socio-écologique. Les **systèmes complexes socio-écologiques** sont composés de nombreux éléments de natures sociale et écologique en interaction, organisés en différents niveaux emboîtés (Ostrom, 2009). La partie écologique est composée des écosystèmes avec leurs composantes biotiques et abiotiques. Elle peut se décliner en plusieurs niveaux de fonctionnement écologique interdépendants (populations, métapopulations, communautés, réseaux, etc.). La partie sociale se décline

⁶¹ Voir aussi <https://dicoagroecologie.fr/dictionnaire/agroecologie/>

également en plusieurs sous-parties. La sous-partie économique gère les biens et services, en particulier ceux issus des écosystèmes. La sous-partie politique établit le cadre réglementaire et la distribution des pouvoirs, et la sous-partie socio-anthropologique englobe à la fois les valeurs, les représentations et les technologies. Les socio-écosystèmes possèdent un comportement global qui ne peut être facilement expliqué ou déduit à partir de la somme des propriétés individuelles de ses éléments. Leur fonctionnement implique des **boucles de rétroaction**. Ces boucles imposent des évolutions du système, qui par essence est **dynamique**. Les cadres conceptuels de (Lescourret *et al.*, 2015) et (Gerits *et al.*, 2021) ont ainsi souligné qu'une prise en compte explicite des dynamiques tant écologiques que socio-économiques est cruciale pour la conception des paysages agricoles. Cependant, le cadre de (Lescourret *et al.*, 2015) considère peu la multiplicité des échelles spatio-temporelles (par exemple, l'échelle internationale associée aux secteurs des semences, ou le long terme associé aux processus évolutifs), tandis que celui de (Gerits *et al.*, 2021) ne prend pas en compte les composantes agronomiques du système. (Duru *et al.*, 2015a) ont intégré le système socio-technique agricole (réseau des différents acteurs économiques et sociaux) dans leur approche socio-écologique pour développer un cadre soulignant la nécessité de prendre en compte, simultanément, le fonctionnement des exploitations, des chaînes de valeur agricoles et de la gestion des ressources naturelles pour la conception de systèmes agroécologiques au niveau local. Cependant, les dynamiques écologiques des bioagresseurs à différentes échelles spatio-temporelles ne sont pas considérées.

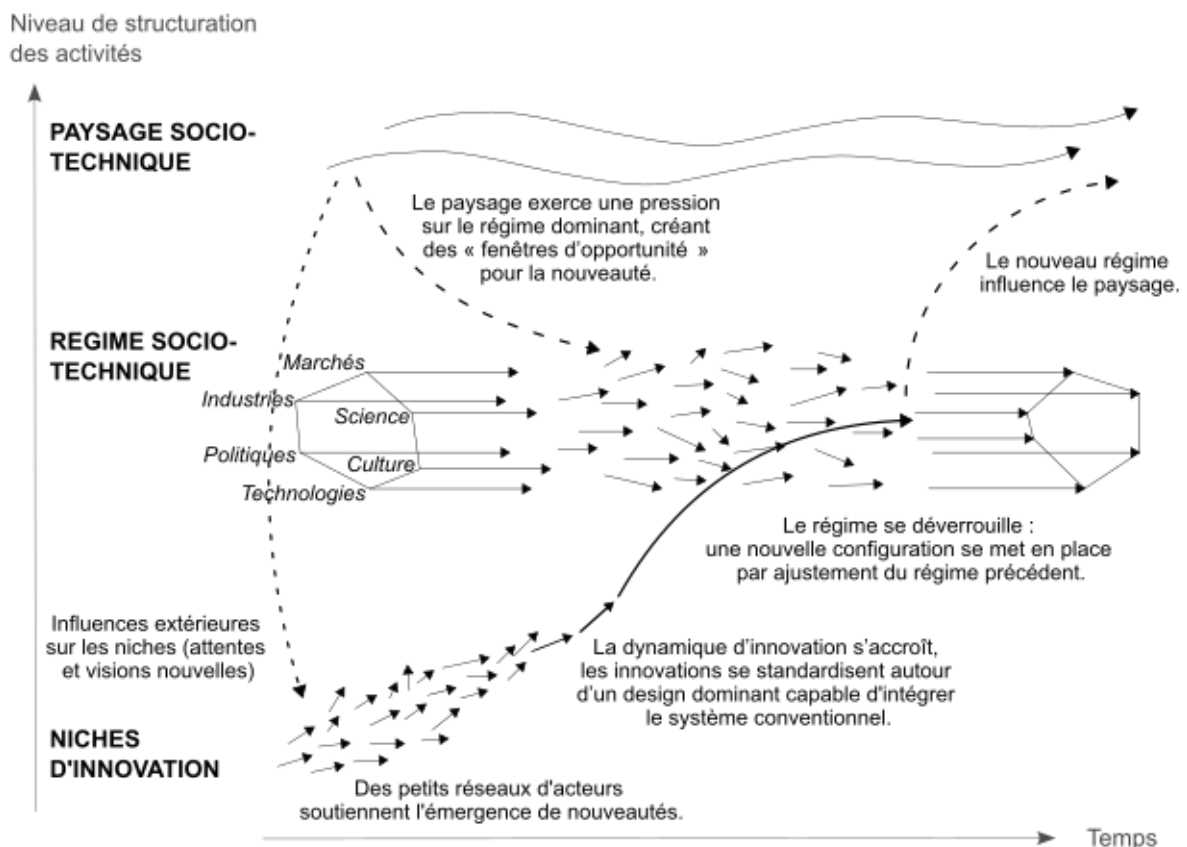
En complément, plusieurs approches relevant des sciences de la société interrogent les conditions d'**émergence des innovations** et plus largement le cadre de **transformation des modèles de production et de consommation**. Certaines d'entre elles, d'essence microéconomique, mettent l'accent sur les aspects individuels de la prise de décision et du comportement (Caquet *et al.*, 2020; Dessart *et al.*, 2019 ; Etiévant *et al.*, 2010 ; Pannell *et al.*, 2006) et analysent donc les déterminants individuels de l'adoption d'innovations. Une compréhension fine de ces déterminants est essentielle pour la conception et la mise en œuvre de dispositifs d'incitation et de cadres de politiques publiques adaptés. Or, la plupart des études sur l'adoption des pratiques innovantes exemplifient les décisions binaires (de type « oui ou non ») par rapport à l'incidence des facteurs et se focalisent principalement sur la mise en œuvre d'une seule pratique agricole (e.g., non labour pour la préservation du sol, utilisation de plantes de couverture et de compost, la lutte intégrée contre les ravageurs...) ou sur une seule étape de production (e.g. la plantation, la fumure ou le désherbage). De même, ces études ne tiennent pas compte des interactions possibles entre les pratiques innovantes alors que certaines doivent être adoptées simultanément au cours de différentes étapes de production pour être efficaces. L'adoption d'innovations agroécologiques est un processus graduel et dynamique. Elle englobe plusieurs pratiques et techniques qu'il convient de saisir et dont les effets croisés méritent d'être analysés. Dès lors, l'attention doit être portée sur le caractère systémique et dynamique du processus d'adoption d'innovations, qui ne peut être pensé indépendamment du contexte sociotechnique.

Ainsi, des approches plus englobantes considèrent que l'environnement sociétal de l'individu (matrice sociale, cadres institutionnels, etc.) influe sur sa prise de décision. Ces approches analysent la mise en relation d'une pluralité d'acteurs inscrits eux-mêmes dans des contextes socioéconomiques particuliers qui, par leurs efforts combinés ou leurs tensions, impulsent ou réfrènt des dynamiques de changement. L'approche des transitions s'inscrit dans ce cadre. L'une des approches les plus usitées de la transition est celle de (Geels, 2002) (voir aussi (Geels, 2011)) qui propose une analyse multi-niveaux des systèmes sociotechniques (*multi-level perspective*), et appréhende la transition comme un processus multi-échelle, multi-acteurs et co-évolutif au sein duquel émergent et se diffusent des innovations sociotechniques motrices du changement. Elle identifie et articule trois composantes à partir desquelles s'expliquent les dynamiques de changement : le paysage sociotechnique à l'échelle macroéconomique, le régime sociotechnique à l'échelle mésoéconomique, et les niches d'innovation à l'échelle microéconomique (Figure 21) :

- Un régime sociotechnique est un ensemble d'acteurs organisés autour de technologies, de ressources, d'infrastructures et dont les interrelations sont médiées par des règles instituées. Ces acteurs sont pluriels relevant des mondes industriel, marchand, politique, scientifique, culturel etc. Ils sont au fondement de modèles de production et de consommation relativement stables. C'est ce régime qui est amené à faire l'objet de transitions. Il peut se transformer sur des horizons plus ou moins longs et de manière incrémentale ou radicale en fonction des pressions exercées par le paysage sociotechnique et la niche. Le régime résiste ou s'adapte à ces pressions. Il connaît une temporalité par à-coups. Pour ce qui concerne la transition agroécologique, le changement dont il est question est celui du passage d'un modèle de production et de consommation fondé sur le paradigme productiviste encadrant et impulsant des innovations techno-productives, à un modèle alternatif promouvant la modernisation écologique de l'agriculture et recourant à des solutions technologiques fondées sur la nature.

- La notion de paysage sociotechnique désigne les macro-institutions (paradigmes, aspirations sociétales) et macro-événements (chocs ou autres perturbations naturelles et/ou sociales) qui chapeautent le régime. Structure relativement inertielle, le paysage sociotechnique fournit des signaux susceptibles d'orienter le régime. Dans le cadre de la transition agroécologique, en réponse aux défis sociétaux majeurs (changement climatique, explosion démographique, épuisement des ressources naturelles etc.), le paysage sociotechnique affiche un certain nombre de messages visant à « produire autrement » en s'inscrivant dans le paradigme de la révolution doublement verte. Exogène au régime, le paysage sociotechnique est une invitation (voire injonction) pesant sur le régime pour faire transition. Les pressions exercées par le paysage sociotechnique créent des « fenêtres d'opportunité » qui favorisent l'intégration dans le régime de nouveaux acteurs, technologies, ressources et règles. Toutefois, même lorsque le paysage sociotechnique impose des injonctions au changement, les options concrètes retenues par le régime ne sont pas connues à l'avance ; les directions que suivra le régime ne sont pas prédites par le paysage sociotechnique.
- La niche d'innovation est un espace d'incubation au sein duquel sont définies et testées des technologies alternatives radicales. Ces innovations sont portées par des acteurs en marge du régime sociotechnique dominant et qui demeurent souvent éparés. Contrairement au paysage sociotechnique, la niche d'innovation est fortement évolutive. Dans le cadre de la transition agroécologique, les innovations radicales se caractérisent par une refondation des relations avec la nature et se traduisent, notamment, par la mobilisation/valorisation de la biodiversité dans les systèmes de production. Il s'agit de solutions sociotechniques visant à « faire avec la nature » ou de « faire faire à la nature ».

Figure 21. L'approche multi-niveaux des transitions. D'après (Geels, 2002)



L'approche multi-niveaux fournit un cadre de réflexion permettant de penser la transition dans son ensemble. Elle apporte des éléments d'analyse sur le degré d'alignement du paysage sociotechnique, du régime et des niches d'innovation, sur la temporalité de ces processus et sur la manière dont ces temporalités entrent en tension les unes avec les autres. Toutefois, elle ne dit rien de la spatialité de la transition. Or, les transitions ne

se déclinent pas de manière identique en tous lieux. Cela s'explique, d'une part, parce que les déterminants individuels de l'adoption des innovations varient selon leur contexte sociétal et s'articulent différemment, et d'autre part, parce que les interactions entre les acteurs du régime sociotechnique suivent des ordres socio-économiques différents selon les contextes. Ces configurations génèrent des dynamiques spécifiques de production et de diffusion des innovations agroécologiques qui débouchent sur la transformation effective du régime ou contribuent au contraire à son verrouillage.

S'inspirant de ces cadres théoriques, le cadre conceptuel de l'ESCo (Figure 22, (Vialatte *et al.*, 2021)) implique donc deux composantes en interactions : une composante socio-technico-économique (en bleu) et une composante agro-écologique (en orange). Ces deux composantes sont organisées selon différents niveaux pouvant impliquer des échelles différentes.

- La composante socio-technico-économique englobe l'échelle fine de la parcelle agricole, et celle de l'exploitation agricole et de son parcellaire. Ce sont à ces échelles que les décisions de l'agriculteur se déploient. Cette composante concerne également l'échelle du territoire, ce dernier se définissant comme l'espace au sein duquel se développent les réseaux d'acteurs qui influencent les pratiques agricoles (Caron, 2005). Elle intègre donc les filières, avec leurs dimensions amont et aval qui affectent les moyens de production de l'agriculteur et les débouchés de sa production, ainsi que l'échelle globale des institutions (incluant les politiques publiques) et des marchés, et plus largement du contexte social, qui restreignent et influencent les décisions individuelles.
- La composante agro-écologique se déploie depuis le niveau des organismes en jeu dans la régulation des bioagresseurs des cultures (plantes, bioagresseurs, ennemis naturels) jusqu'à l'aire biogéographique dans laquelle s'intègre le paysage agricole. Au niveau des organismes, la diversification végétale concerne la variabilité génétique des plantes et de leurs phénotypes (comme la phénologie, la morphologie, l'immunité, la résistance, etc.). A l'échelle de la parcelle, les dynamiques de populations des bioagresseurs au sein de cultures résultent des interactions multi-trophiques (comme les interactions plantes-bioagresseurs, prédateurs-proies ou parasitoïdes-hôtes) ainsi que des pressions de sélection exercées par les pratiques agricoles locales (diversification des cultures, travail du sol, utilisation de pesticides, fertilisation, etc.). A l'échelle du paysage, les cultures et les habitats semi-naturels sont connectés dans le temps et l'espace par la dispersion des organismes, donnant lieu à des réseaux écologiques complexes. A l'échelle de l'aire biogéographique, la présence des espèces (dont les bioagresseurs et les ennemis naturels) du pool régional au sein du paysage considéré dépend des filtres exercés par la disponibilité des ressources offertes par la mosaïque d'habitats ainsi que des pratiques agricoles mises en œuvre.

A une échelle plus globale, les facteurs comme le changement climatique et les invasions biologiques peuvent influencer le fonctionnement du système sur du plus ou moins long terme.

Le paysage agricole est au centre du cadre conceptuel ①. D'un point de vue socio-économique, il résulte d'un ensemble de choix d'usage des sols attribuant une vocation aux différentes aires le composant (agricole, forestière, naturelle), la vocation agricole dominant les autres. D'un point de vue écologique, il se définit comme une mosaïque d'habitats en interactions. Chaque parcelle agricole de ce paysage est composée d'une végétation cultivée et d'une végétation semi-naturelle qui changent au cours du temps du fait de la rotation qui y est mise en place. Les pratiques de diversification de la végétation qui peuvent être déployés à cette échelle correspondent aux mélanges de variétés, aux associations d'espèces et à l'implantation d'habitats semi-naturels comme les haies, les bandes enherbées, les bandes fleuries, etc. Ils incluent également l'allongement et la diversification de la rotation (1a).

La végétation de la parcelle est colonisée par différents organismes interagissant entre eux et avec les plantes cultivées, ces organismes pouvant être définis d'un point de vue écologique comme prédateurs, compétiteurs, phytophages, pathogènes, etc (1b). Parmi ces organismes, ceux qui utilisent les plantes cultivées comme des hôtes et sont à l'origine de dégâts pouvant porter préjudice à la production agricole sont qualifiés de bioagresseurs. Leurs prédateurs sont quant à eux qualifiés d'ennemis naturels. Les pratiques agricoles mises en œuvre au sein de la parcelle affectent les dynamiques de populations et de communautés de ces organismes, mais sont également ajustées au cours du temps notamment pour prendre en compte ces dynamiques (par ex., les pullulations).

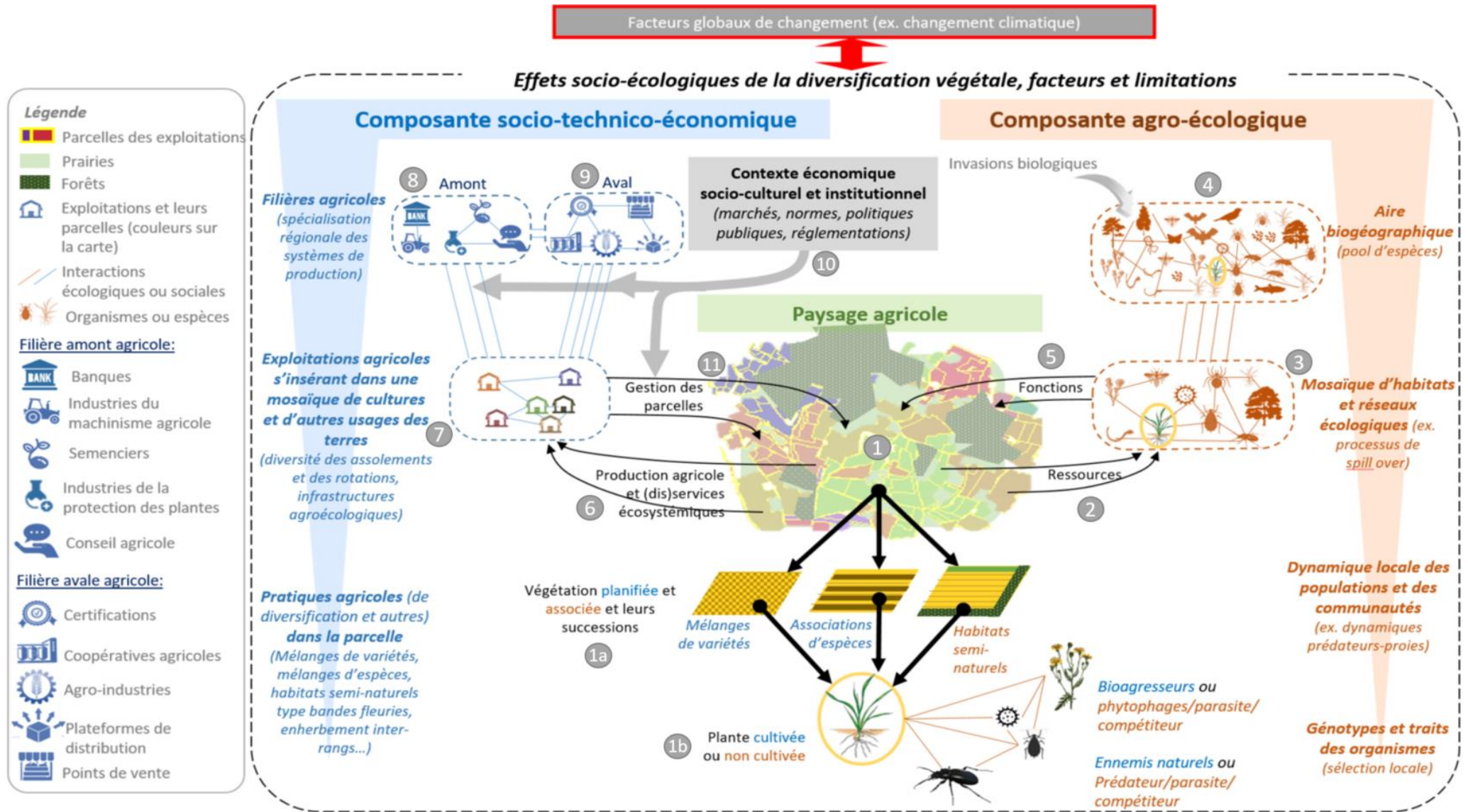
L'ensemble de ces parcelles et habitats fournit un certain nombre de ressources à la composante agro-écologique du paysage ②, soutenant des réseaux d'interactions écologiques plus ou moins diversifiés ③ en fonction

notamment du pool d'espèces dans la zone biogéographique considérée ④. Ces réseaux assurent des fonctions écologiques ⑤ qui peuvent être à l'origine de services écosystémiques (comme la régulation des bioagresseurs, mais aussi la pollinisation, la fertilité des sols, etc.) pour la composante socio-économique du paysage et qui peuvent soutenir la production agricole, ou au contraire de disservices qui peuvent la limiter ⑥. Les mouvements des organismes dans l'espace et les flux de matière impliquent l'interdépendance des exploitations agricoles pour une partie de ces services et disservices ⑦. Les agriculteurs mettent en œuvre des modalités de gestion des parcelles, dont font partie les pratiques de diversification végétale, en réponse aux niveaux de services et disservices observés, mais surtout sous l'influence de motivations économiques et non-économiques qui peuvent être liées aux filières amont ⑧ et aval ⑨ dans lesquelles leur activité productrice s'inscrit, aux politiques publiques engagées par les institutions, aux dynamiques de marché (locaux et globaux) et aux attentes sociales des pairs et des concitoyens ⑩. Tous ces niveaux d'organisation conduisent à la mise en œuvre de diversification des couverts végétaux et de protection des cultures dans l'espace (assolements) et dans le temps (rotations) ⑪.

Le fait d'introduire de la diversité végétale dans les assolements et les rotations influence en retour la composante écologique du paysage, donc son fonctionnement, et donc les services associés, qui ont un effet en cascade sur les performances du système de production.

Les deux composantes agroécologiques et socio-technico-économiques sont donc fortement liées et s'influencent de façon dynamique dans des boucles de rétroaction.

Figure 22. Cadre conceptuel adopté dans l'ESCo pour analyser les effets, les facteurs et les limites socio-technico-économiques et agro-écologiques de la diversification végétale dans les paysages agricoles pour réguler les bioagresseurs des cultures. D'après (Vialatte *et al.*, 2021).



2.3. Structuration de l'analyse

En guise de contextualisation, le Chapitre 1 recense les principaux enjeux de protection des cultures en France et les stratégies majoritaires de lutte contre les bioagresseurs actuellement mises en œuvre par les agriculteurs. A partir de l'analyse de la littérature technique (études produites par les instituts techniques, statistiques agricoles), ce chapitre propose une hiérarchisation des situations (type de culture X type de bioagresseur) selon l'enjeu que représente le développement de stratégies de protection des cultures alternatives à l'usage de pesticides.

Le Chapitre 2 analyse ensuite les déterminants des choix de cultures et des stratégies de protection des cultures (toutes stratégies confondues), en adoptant une grille de lecture par niveaux d'organisation socio-économiques en interaction : l'exploitation agricole, les filières (tant en amont qu'en aval de la production agricole), le paysage institutionnel (réglementation, politiques publiques). Ces déterminants sont replacés dans une perspective historique, présentant la simplification des systèmes depuis l'après-guerre, avant d'identifier les évolutions plus récentes susceptibles de favoriser le déploiement de stratégies de protection des cultures alternatives aux pesticides.

Le Chapitre 3 caractérise les effets de la diversité végétale sur l'abondance des populations de bioagresseurs dans le but d'évaluer sa capacité à prévenir l'apparition ou la propagation des bioagresseurs, et/ou à les réguler. Ce chapitre recense les effets rapportés par la littérature sans considérer les déterminants de mise en œuvre des pratiques de diversification (par ex. qui les met en place, pour quelles raisons et à quels coûts), ni leur contexte de faisabilité (par ex. nécessité d'une offre variétale compatible ou contraintes réglementaires). Afin d'apporter un éclairage générique en termes de compréhension des mécanismes de régulation en jeu, la littérature est synthétisée au crible de trois typologies :

- les différents « modes de diversification végétale », définis selon les échelles spatiale (parcelle, paysage) et temporelle (saison culturale, pluriannuelle) à laquelle elle est déployée, le type de végétation concernée (cultivée ou semi-naturelle) et les niveaux d'organisation écologique considérés (intra- et interspécifique) ;
- les différents types d'organismes bioagresseurs (et leurs ennemis naturels), définis selon leurs traits de vie ;
- les mécanismes écologiques qui sous-tendent la régulation des bioagresseurs par la diversité végétale, catégorisés selon le type d'organismes impliqués dans ces interactions biotiques (plantes, bioagresseurs, ennemis naturels).

En complément de la synthèse bibliographique présentée dans le Chapitre 3, le Chapitre 4 présente une revue comparative des modèles et plateformes de modélisation permettant de représenter les régulations naturelles des bioagresseurs. En identifiant les atouts et spécificités des modèles, cette analyse apporte un éclairage sur les potentialités de ces outils pour représentation des effets de multiples modalités de diversification sur de multiples bioagresseurs.

Le Chapitre 5 complète l'analyse des effets de la diversité végétale des espaces agricoles en examinant le lien entre diversité végétale, biodiversité, fourniture d'une multiplicité de services écosystémiques et rendement. Sans produire une analyse détaillée des relations causales entre ces objets – analyse qui pourrait faire l'objet d'une expertise collective à part entière, ce chapitre propose une description des corrélations observées dans la littérature scientifique, en s'appuyant essentiellement sur deux méta- synthèses quantitatives existantes, qui se distinguent des autres travaux de par l'ampleur de leur périmètre.

Compte tenu des grands types de freins et leviers à la diversification identifiés dans le chapitre 2, et des effets épidémiologiques et écologiques de la diversité végétale mis à jour dans les chapitres 3 et 5, le Chapitre 6 analyse les freins et leviers spécifiques au déploiement de stratégies de protection des cultures fondées sur la diversification végétale. En passant en revue les différents modes de diversification définis dans le chapitre 3, ce chapitre décline ainsi les enseignements génériques du chapitre 2 en s'appuyant sur la littérature portant plus spécifiquement sur la diversification végétale à des fins de protection des cultures, et s'appliquant à des contextes géographiques et socio-économiques comparables à celui de la France.

Le Chapitre 7 apporte un éclairage sur les interactions entre diversification végétale et protection des cultures dans les systèmes de cultures ultramarins, en réalisant un focus sur les départements et régions d'Outre-Mer (DROM). Bien que peu caractérisés du point de vue de la diversification des couverts végétaux du milieu agricole, les DROM peuvent être considérés comme un laboratoire d'étude car (i) ils sont représentatifs de la diversité des

milieux tropicaux, (ii) ils concentrent, sur des échelles spatiales réduites, un panorama d'enjeux liés aux mutations planétaires en cours (changements environnementaux, économiques, sanitaires, sociaux), et (iii) l'agriculture y occupe une place singulière. Les leçons tirées de l'expérience ultra-marine peuvent ainsi être éclairantes pour certaines situations métropolitaines.

Le Chapitre 8 rassemble les grandes conclusions de l'ESCO puis prolonge les analyses bibliographiques en les mettant en perspective par rapport à deux questionnements : (i) la place des systèmes et paysages agricoles diversifiés dans une transition de grande ampleur de l'agriculture vers le zéro pesticide, et (ii) la contribution de la diversification végétale à l'adaptation et à l'atténuation du changement climatique. En complément, ce chapitre fait état des préconisations quantitatives formulées dans la littérature scientifique en termes de déploiement de certaines modalités de diversification végétale en réponse à un ensemble d'enjeux environnementaux (dépassant le seul objectif de la protection agroécologique des cultures). Enfin, il fait état des besoins de recherches et de travaux complémentaires à conduire pour combler les lacunes de connaissances identifiées dans la littérature.

3. Le corpus bibliographique de l'ESCO

Le corpus bibliographique de l'ESCO a majoritairement été constitué à partir de l'interrogation des bases de données bibliographiques Web of Science (pour l'ensemble des disciplines) et Scopus (en complément pour les disciplines en sciences économiques et sociales). Pour ce faire, les documentalistes et la coordinatrice ont élaboré, en interaction avec les experts, des requêtes propres à chaque thématique traitée dans l'ESCO. Ces requêtes ont été utilisées pour interroger les bases de données bibliographiques⁶². Les milliers de références issues de ces interrogations ont été triées par les experts afin de ne retenir que celles permettant d'éclairer les questions de la saisine adressée à INRAE. Les experts ont également enrichi ce corpus avec des références non captées par interrogation systématique de ces bases (i) soit parce qu'elles n'y sont pas référencées (par exemple les références académiques issues de journaux non référencés dans ces bases et les documents non académiques utiles à l'ESCO tels que les textes de loi, certains rapports, etc.), (ii) soit parce qu'il s'agit de références plus génériques, dont l'objet d'étude dépasse les questions précises de la saisine, mais qui permettent d'enrichir l'ESCO en apportant des éléments de cadrage ou de discussion.

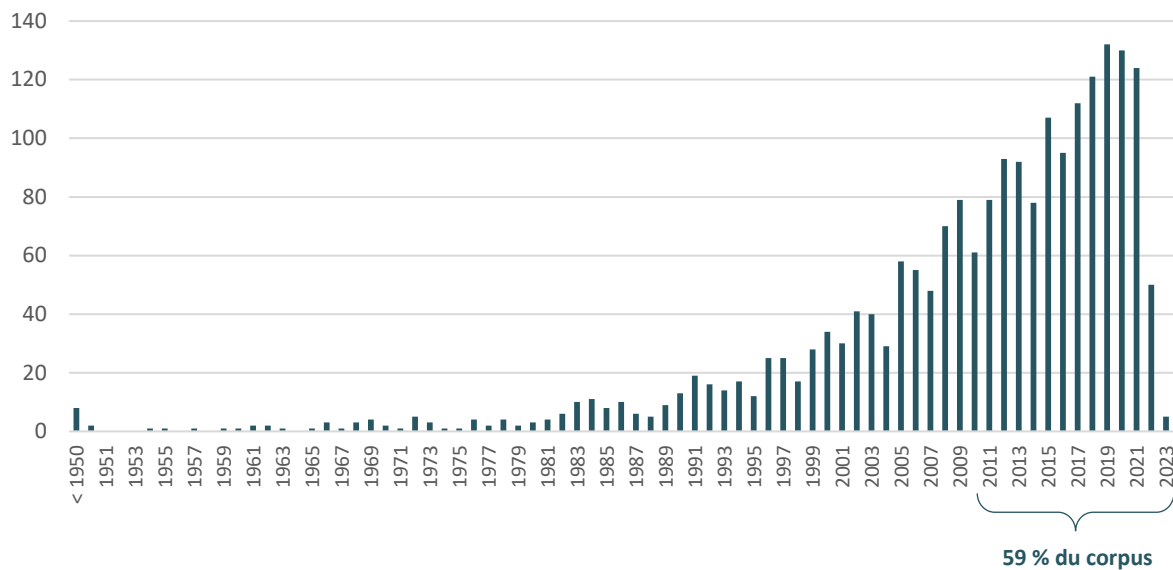
Trois chapitres font exception à cette procédure d'identification des références en n'ayant pas recours à l'interrogation systématique des bases de données bibliographiques :

- le Chapitre 1, qui réalise un état des lieux des dommages causés sur les cultures par les bioagresseurs et qui, par construction, est fondé essentiellement sur de la littérature technique (statistiques agricoles notamment) non référencée dans les bases de données bibliographiques. Le corpus bibliographique de ce chapitre a donc été constitué directement par l'auteur du chapitre, appuyé par l'expertise de son comité d'encadrement ;
- le Chapitre 2, qui apporte des éléments généraux de cadrage sur les déterminants des décisions des agriculteurs. Compte tenu de l'objectif de ce chapitre, l'analyse repose sur la littérature scientifique générique issue des disciplines des sciences humaines et sociales et de l'agronomie-système, identifiée d'après l'expertise des auteurs ;
- le Chapitre 7, qui réalise un focus sur la diversification végétale pour la protection des cultures ultramarines. Etant donné le très faible nombre de travaux portant spécifiquement sur ce sujet, les experts ont constitué le corpus bibliographique de ce chapitre en s'appuyant sur leur expertise propre pour identifier des articles académiques et certains éléments de littérature dite « grise ».

3.1. Dates de publication et nature des références citées

Le corpus final de l'ESCO cité dans ce rapport contient plus de 2 078 références. Plus de la moitié de ces références a été publiée dans les 10 années précédant le début de l'ESCO (Figure 23).

⁶² Le détail des requêtes est fourni en Annexe de ces chapitres. Les interrogations des bases de données bibliographiques ont essentiellement été réalisées au printemps et à l'été 2021. Une veille documentaire (ré-interrogation avec les mêmes requêtes) a été réalisée fin 2021 afin de tenir compte des articles parus en cours d'ESCO.

Figure 23. Dates de publication des 2 078 références citées dans le rapport d'ESCO

La Figure 24 présente la nature des sources mobilisées (répartition au sein du corpus total (a) et pour chaque chapitre analytique⁶³ (b)). Le corpus de l'ESCO est essentiellement composé d'**articles scientifiques** (83 % du corpus total) – dont une très grande majorité publiés dans des revues à comité de lecture (78 % du corpus total) – auxquels s'ajoutent des **ouvrages et thèses scientifiques**, ainsi que des **rapports** (tels que des rapports d'expertise scientifique ou d'entités publiques telles que la Commission européenne), des informations issues de **conférences scientifiques**, de la **littérature technique** (principalement des publications présentant des analyses de statistiques agricoles) et d'**autres types de références « grises »** complétant la littérature académique sur les aspects non renseignés par cette dernière. De plus, de nombreux textes de lois ont été considérés dans les Chapitres 2 et 6⁶⁴.

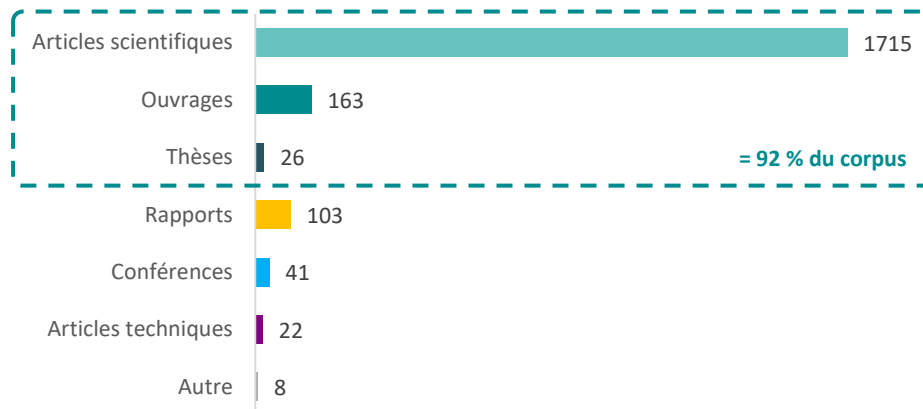
Du fait de la nature particulière de leurs objets d'étude, les Chapitres 1 et 7 se distinguent des autres chapitres en termes de poids relatif des types de sources mobilisées. Le Chapitre 1 présente une forte proportion de rapports et de littérature technique apportant des éléments statistiques sur les principaux bioagresseurs et pratiques de protection des cultures en France. Le Chapitre 7 mobilise quant à lui davantage d'ouvrages et de thèses, qui documentent notamment l'historique d'évolution des systèmes de cultures des territoires étudiés, ainsi que d'éléments de statistiques agricoles.

⁶³ Les chapitres analytiques sont les Chapitres 1 à 7, issus de l'analyse bibliographique réalisée par les experts (à la différence de l'introduction générale, qui cite quelques références générales pour documenter le contexte et le choix du cadre d'analyse, et du Chapitre 8 qui restitue les conclusions générales de l'ESCO en s'appuyant sur les 7 chapitre analytiques).

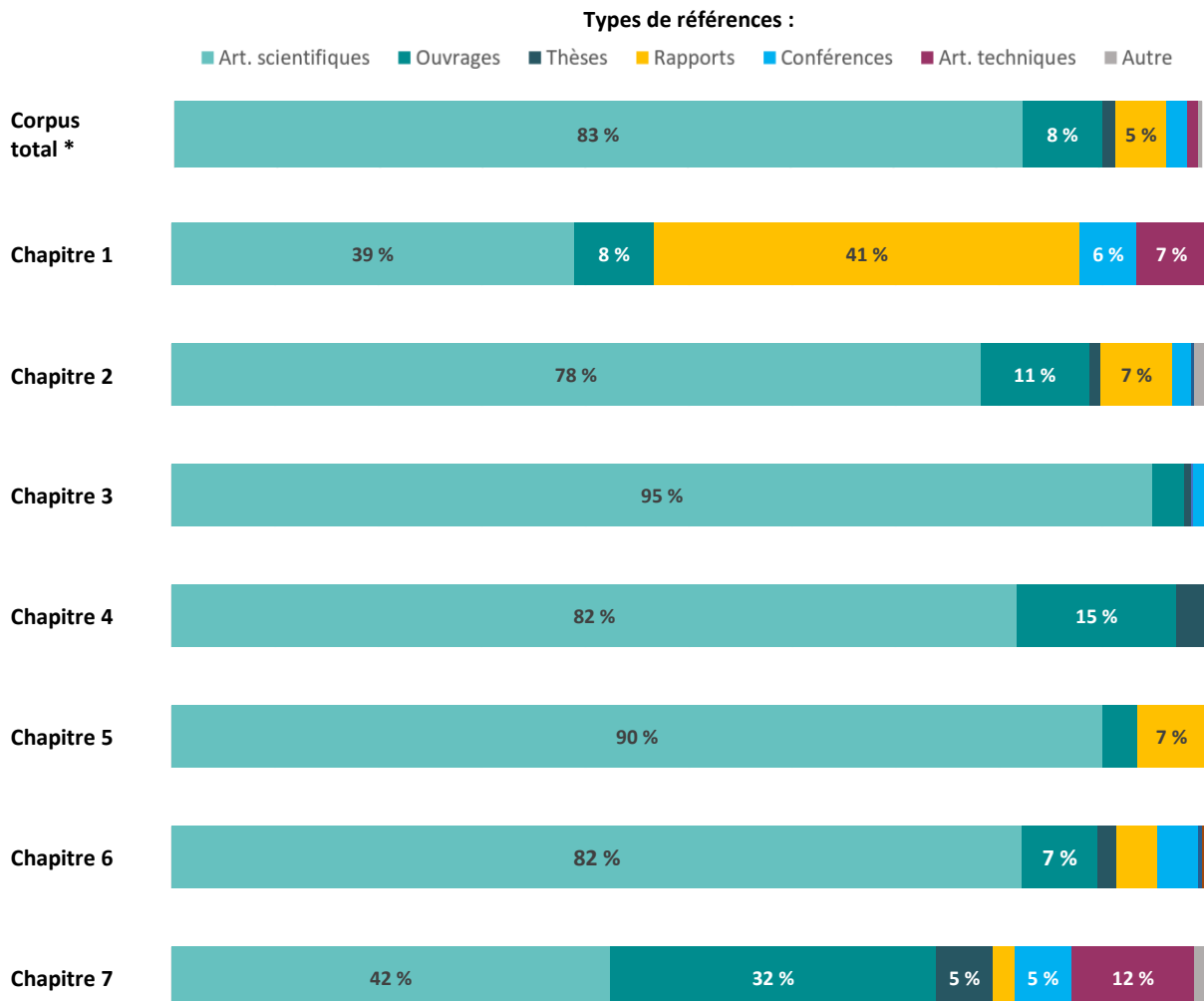
⁶⁴ Du fait de leur nature, les textes de loi sont mentionnés au fil du texte mais ne sont pas listés dans les listes bibliographiques.

Figure 24a. Nature des 2 078 références citées dans le rapport d'ESCO

a. Corpus total



b. Corpus des 7 chapitres analytiques



*incluant les références citées dans l'introduction et le chapitre 8

Parmi les 2 078 références du corpus, 270 (soit 13 %) sont des **articles de synthèse de littérature scientifique**, dont 224 synthèses qualitatives (*reviews*) et 46 synthèses quantitatives (méta-analyses). Chacune de ces synthèses agrège les résultats de 26 010 études primaires au total⁶⁵. Ainsi, **les conclusions de l'ESCo reposent en réalité sur un corpus d'environ 27 000 références**⁶⁶.

Enfin, 62 références du corpus sont des **articles à fort voire très fort impact**, mesuré par le WoS comme un nombre de citations rapporté à un délai post-publication. Ainsi, 61 articles sont qualifiés par le WoS de *highly cited papers*, c'est-à-dire se situant dans le top 1 % des articles les plus cités par rapport aux autres articles publiés dans le même domaine la même année. Deux articles (dont 1 également *highly cited*) sont qualifiés de *hot papers*, du fait de leur reconnaissance par la communauté scientifique très tôt après leur date de publication (articles publiés les 2 dernières années dont le nombre de citations sur une période de 2 mois les positionnent dans le top 0,1 % de citations).

Le Tableau 2 récapitule (i) la répartition du corpus entre les 7 chapitres analytiques de l'ESCo, (ii) la quantité de littérature indirectement prise en compte dans chaque chapitre par le biais des synthèses incluses dans le corpus, et (iii) la part d'articles à (très) fort impact.

Tableau 2. Répartition des références citées dans les chapitres analytiques, études primaires indirectement prises en compte et part d'articles à fort impact

86 références sont citées dans plusieurs chapitres analytiques.

Nombre de références citées		Part de synthèses	Études primaires des synthèses * (dont citées dans le chapitre)	Part d'articles à fort impact
90	Chapitre 1	6 %	460 (10)	3 %
618	Chapitre 2	6 %	3 709 (117)	2 %
907	Chapitre 3	19 %	17 046 (454)	3 %
104	Chapitre 4	16 %	1 887 (38)	5 %
30	Chapitre 5	60 %	2 099 (14) **	23 %
276	Chapitre 6	13 %	4 430 (75)	4 %
92	Chapitre 7	5 %	766 (8)	2 %

* La méthode de comptage utilisée est celle du compte de présence : une étude primaire est comptée une seule fois dans un chapitre même si elle est associée à plusieurs synthèses citées dans ce chapitre.

** Cette valeur n'inclut pas les études primaires sur lesquelles reposent les 2 méta-synthèses sur lesquelles s'est majoritairement appuyé ce chapitre (environ 5 000 études primaires chacune).

La relative petite taille du corpus du Chapitre 5 et la surreprésentation des travaux de synthèse et d'articles à forte notoriété s'explique par la stratégie de travail particulière adoptée pour traiter ce pan de l'ESCo. Portant sur les autres services écosystémiques rendus par la diversité végétale, ce Chapitre pourrait aisément faire l'objet d'une ESCo dédiée. Étant donné sa prise en charge par un nombre limité d'experts (seulement 3), il s'est agi de constituer un corpus de taille restreinte mais couvrant un maximum de cas d'études possibles. Pour ce faire, il s'est appuyé sur deux études récentes réalisant chacune une analyse quantitative de méta-analyses (méta-analyses de second ordre, dites méta-synthèses). Chacune de ces méta-synthèse tient compte des résultats d'environ 5 000 études primaires. Les résultats de ces 2 travaux majeurs ont été complétés par 5 méta-analyses non incluses dans ces 2 méta-synthèses, 13 *reviews*, 7 analyses statistiques de grands jeux de données et 3 rapports et ouvrages. Ainsi, les conclusions de ce chapitre reposent en réalité sur de l'ordre de 10 000 études primaires.

⁶⁵ La méthode de comptage utilisée est celle du compte de présence : une étude primaire est comptée une seule fois même si elle est associée à plusieurs synthèses citées dans l'ESCo.

⁶⁶ De l'ordre de 700 études primaires des synthèses sont directement citées en tant que telles dans le corpus de l'ESCo.

3.2. Principales thématiques représentées dans le corpus

Les 1 715 articles scientifiques du corpus sont issus de **523 revues scientifiques**, et 1/3 des articles proviennent des 22 revues listées dans le Tableau 3. Ces revues ont un facteur d'impact (FI) supérieur au FI médian des revues référencées dans le Wef of Science dans le même champ disciplinaire. Elles relèvent essentiellement des champs de l'agronomie, de l'écologie et de l'économie.

Tableau 3. Liste des 22 revues dont est issu 1/3 des articles scientifiques du corpus

Vert moyen (respectivement clair) : revues dont le facteur d'impact (FI) est compris dans le 1^e quartile (respectivement 2^e quartile) des FI des revues indexées dans le WoS dans le même champ disciplinaire.

Gris : revues non indexées dans le Web of Science et/ou pas de FI.

Revues	Nb d'articles du corpus	Champ(s) disciplinaire(s) / thématique(s) attribué(s) à la revue par le Web of Science (WoS categories)
Agriculture Ecosystems & Environment	83	AGRICULTURE, MULTIDISCIPLINARY ; AGRONOMY ; ECOLOGY ; ENVIRONMENTAL SCIENCES
American Journal of Agricultural Economics	48	AGRICULTURAL ECONOMICS & POLICY ; ECONOMICS
Agronomy for Sustainable Development	42	AGRONOMY ; GREEN & SUSTAINABLE SCIENCE & TECHNOLOGY
Agricultural Systems	36	AGRICULTURE, MULTIDISCIPLINARY ; AGRONOMY
Crop Protection	34	AGRONOMY
European Journal of Agronomy	25	AGRONOMY
Journal of Applied Ecology	25	BIODIVERSITY CONSERVATION ; ECOLOGY
Field Crops Research	24	AGRONOMY
Plant Pathology	24	AGRONOMY ; PLANT SCIENCES
Agroforestry Systems	21	AGRONOMY ; FORESTRY
Weed Science	21	AGRONOMY ; PLANT SCIENCES
Phytopathology	20	PLANT SCIENCES
Ecology Letters	18	ECOLOGY
European Review of Agricultural Economics	18	AGRICULTURAL ECONOMICS & POLICY ; ECONOMICS
Innovations Agronomiques	17	
Proceedings of the Nat. Academy of Sciences of the USA	17	MULTIDISCIPLINARY SCIENCES
Ecological Applications	16	ECOLOGY ; ENVIRONMENTAL SCIENCES
Ecological Modelling	16	ECOLOGY
Ecological Economics	16	ECOLOGY ; ECONOMICS ; ENVIRONMENTAL SCIENCES ; ENVIRONMENTAL STUDIES
Agricultural and Forest Entomology	16	ENTOMOLOGY
Environmental Entomology	16	AGRONOMY;ENTOMOLOGY
Landscape Ecology	15	ECOLOGY;GEOGRAPHY;GEOGRAPHY, PHYSICAL;GEOSCIENCES, MULTIDISCIPLINARY
Annual Review of Phytopathology	15	PLANT SCIENCES

En complément, une analyse textuelle des titres des 2 078 références du corpus donne une vision des **notions les plus fréquemment abordées** (Figure 10). La notion de « culture » (*crop*) ressort fortement, suivie de « gestion » et « effet » (*management, effects*). Viennent ensuite les notions de « contrôle », « paysage », « système » et « diversité » (*control, landscape, systems, diversity*) puis de « plante », « adventice », « bioagresseur » (*plant, weed, pest*). Notons que les mélanges (*mixtures*) variétaux ou d'espèces, et le blé (*wheat*) sont plus visibles que les autres modalités de diversifications et cultures, en écho au poids que représentent ces deux objets dans la littérature relative à la diversification végétale en agriculture. Enfin, et de façon logique compte tenu de la part des travaux synthèses dans le corpus, le mot-clé *review* est également bien présent.

Figure 10. Nuage des principaux mots-clefs issus des titres des références du corpus



Nuage de mots-clefs réalisé avec Wordle sur les 1762 références en anglais

Enfin, les thématiques/disciplines attribuées automatiquement par le WoS aux articles (*Citation Topic Meso*) fournissent également une information sur les thèmes abordés dans le corpus. L’analyse présentée dans le Tableau 3 porte sur les 1 484 références du corpus indexées dans le WoS. On remarque un assez bon équilibre entre les macro-thèmes relatifs aux sciences biotechniques et aux sciences sociales. Côté sciences biotechniques, les méso-thèmes les plus représentés renvoient principalement à l’enjeu de protection des cultures. La relative forte représentation du méso-thème « foresterie » est liée à l’abondante littérature portant sur l’agroforesterie. Côté sciences sociales, on note le poids du méso-thème « politiques agricoles » et on voit clairement apparaître l’enjeu de durabilité.

Tableau 3. Principaux thèmes attribués par le WoS aux articles du corpus

L’analyse porte sur les 1484 références du corpus indexées dans le WoS (soit 71 % du corpus total de l’ESCO, et 85 % des articles scientifiques). Seuls les thèmes attribués à au moins 10 articles sont présentés dans ce tableau.

Thèmes « macro » / « méso » attribué aux articles par le WoS	Nombre d’articles concernés (en % des 1 484 articles référéncés dans le WoS)
Agriculture, Environment & Ecology / Entomology	372 (25 %)
Agriculture, Environment & Ecology / Plant Pathology	221 (15 %)
Social Sciences / Agricultural Policy	195 (13 %)
Agriculture, Environment & Ecology / Forestry	155 (10 %)
Agriculture, Environment & Ecology / Soil Science	126 (8 %)
Agriculture, Environment & Ecology / Crop Protection	106 (7 %)
Social Sciences / Economic Theory	59 (4 %)
Agriculture, Environment & Ecology / Crop Science	46 (3 %)
Agriculture, Environment & Ecology / Phylogenetics & Genomics	32 (2 %)
Social Sciences / Economics	21 (1 %)
Social Sciences / Sustainability Science	17 (1 %)
Social Sciences / Management	16 (1 %)
Social Sciences / Climate Change	15 (1 %)
Agriculture, Environment & Ecology / Virology - Plant	14 (1 %)

3.3. Auteurs du corpus

Les 2 078 références citées dans l'ESCO émanent de 5 536 auteurs. L'auteur le plus cité est à l'origine de 2 % des articles du corpus. Le Tableau 4 liste les auteurs d'au moins 10 articles du corpus de l'ESCO. Quatorze membres du comité (11 experts principaux et 3 contributeurs ponctuels) figurent d'ailleurs les 42 auteurs les plus représentés dans le corpus.

10 % des 2078 références du corpus ont été (co-)rédigées par au moins 1 des membres du comité d'experts. Ce pourcentage d'autocitation est sensiblement plus élevé dans le Chapitre 7, ceci s'expliquant par la nature de ce chapitre, qui repose majoritairement sur l'expertise de ses 3 auteurs.

Tableau 4. Les 42 auteurs les plus représentés dans le corpus de l'ESCO (associés à au moins 10 articles)

En vert : experts principaux dans le comité de l'ESCO.

En bleu : contributeurs ponctuels dans le comité de l'ESCO.

Italique : auteurs institutionnels.

Auteurs	Nb d'articles du corpus	Auteurs	Nb d'articles du corpus
T_Tscharntke	28	V_Angeon	12
J_M_Meynard	23	A_Alignier	12
S_Cordeau	21	S_Poggi	12
A_Carpentier	20	<i>Agreste*</i>	12
I_Goldringer	19	L_Bedoussac	11
P_Labarthe	19	J_Enjalbert	11
S_Petit	18	M_Le_Bail	11
C_C_Mundt	18	B_Grimonprez	11
J_N_Aubertot	17	R_Finger	11
M_H_Jeufrroy	16	M_Valantin_Morison	11
S_Savary	15	S_Lemarié	11
C_Lannou	15	N_Colbach	11
J_Papaix	15	P_H_Thrall	11
M_Hannachi	14	<i>Arvalis*</i>	11
A_Rusch	14	A_C_Newton	11
A_Vialatte	13	R_Bommarco	10
D_Makowski	13	J_J_Burdon	10
C_Lavigne	13	S_Saint_Jean	10
M_Liebman	13	C_Violle	10
J_Baudry	13	M_Plantegenest	10
J_P_Deguine	12	W_van_de_Werf	10

En complément, pour les 1 484 références du corpus indexées dans le WoS, les Figures 11 et 12 présentent les principales affiliations institutionnelles et origines géographiques des auteurs. Les auteurs du corpus sont rattachés à 1 291 organismes et proviennent de 94 pays différents⁶⁷. Si les organismes publics de recherche français sont très représentés (notamment INRAE au moins près d'1/4 des articles du corpus), plusieurs organismes de recherche étrangers apparaissent dans le top 20 des affiliations des auteurs. La dimension internationale des travaux inclus dans le corpus est bien visible dans la Figure 12, avec une forte représentation de l'Europe (notamment de l'Ouest) et de l'Amérique du Nord, ainsi que la Chine et l'Australie.

⁶⁷ Ces valeurs sont à considérer comme des minimums puisque ces informations ne sont disponibles que pour les références indexées dans le WoS.

Figure 11. Les 20 premiers organismes de rattachement des auteurs du corpus

Analyse portant sur les 1 484 références du corpus indexées dans le WoS (dont 12 pour lesquelles l'information n'est pas renseignée).

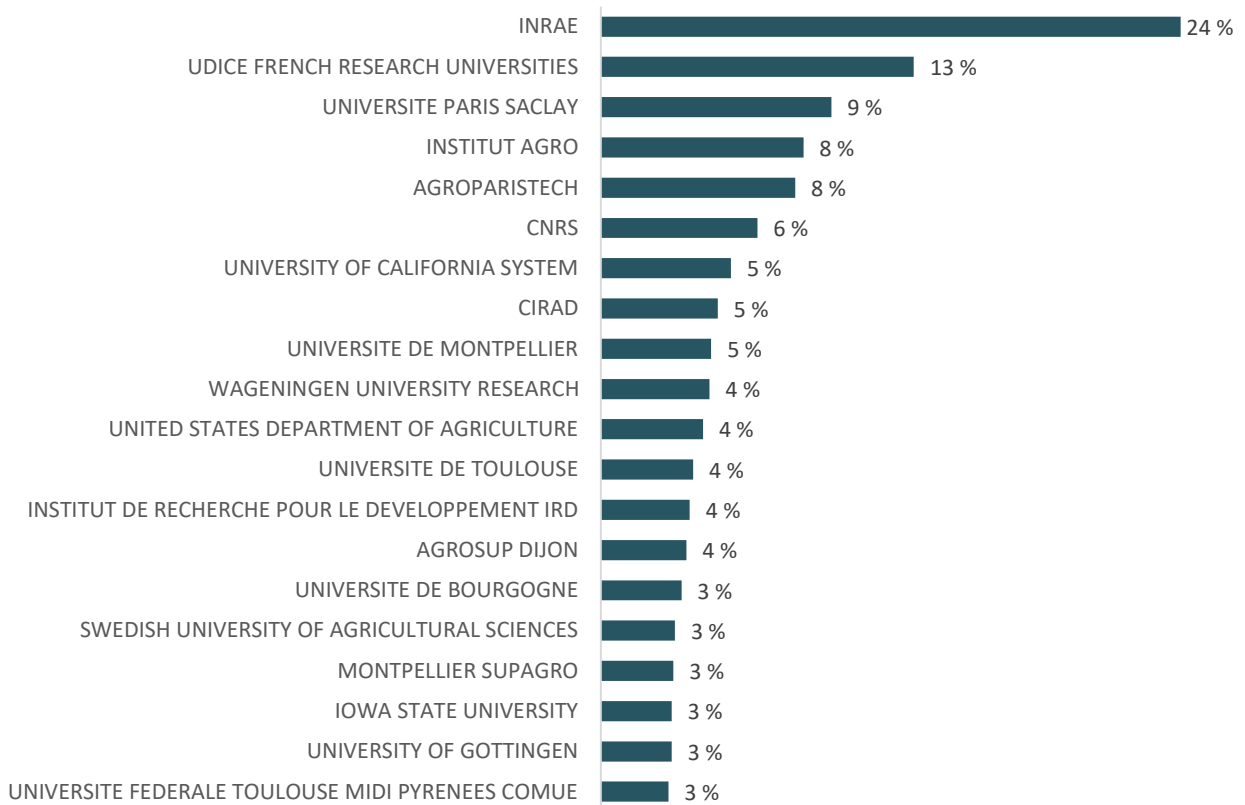
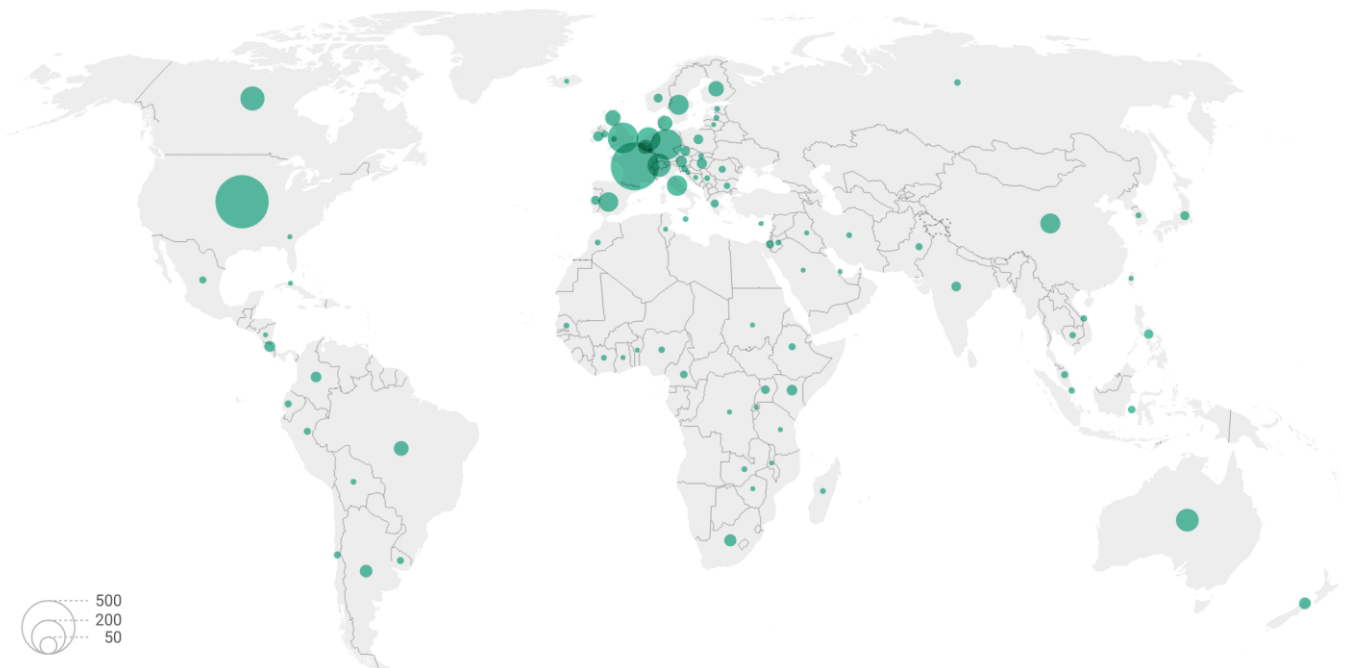


Figure 12. Origine géographique des auteurs du corpus

Analyse portant sur les 1484 références du corpus indexées dans le WoS (dont 12 pour lesquelles l'information n'est pas renseignée).



Carte réalisée avec Datawrapper

Bibliographie

- Actéon-environnement, (2021). *Rapport d'évaluation du plan de développement de l'agroforesterie 2015-2020*, 167. <https://agriculture.gouv.fr/evaluation-du-plan-de-developpement-de-lagroforesterie-2015-2020>
- Agreste, (2021). L'agriculture, la forêt, la pêche et les industries agroalimentaires. *GRAPH'AGRI 43ème édition* Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, Service de la statistique et de la prospective. 224. <https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/disaron/GraFra2021Integral/detail/>
- Altieri, M.A., (1996). *Agroecology: The Science Of Sustainable Agriculture*,. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780429495465>
- Altieri, M.A.; Nicholls, C.I.; Ponti, L., (2009). *Crop diversification strategies for pest regulation in IPM systems*. Cambridge: Cambridge Univ Press (*Integrated Pest Management: Concepts, Tactics, Strategies and Case Studies*).
- Boiffin, J.; Hubert, B.; Durand, N., (2004). *Agriculture et développement durable. Enjeux et questions de recherche*. Paris: INRA.
- Boiffin, J., (2011). Le Grenelle de l'environnement, une interpellation durable pour les agronomes. *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 1 (1): 3-7. https://agronomie.asso.fr/fileadmin/user_upload/revue_aes/aes_vol1_n1_juin2011/pdf/aes_vol1_n1_1_edito_boiffin.pdf
- Butault, J.-P.; Dedryver, C.-A.; Gary, C.; Guichard, L.; Jacquet, F.; Meynard, J.M.; Nicot, P.C.; Pitrat, M.; Reau, R.; Sauphanor, B.; Savini, I.; Volay, T., (2010). *Ecophyto R&D: quelles voies pour réduire l'usage des pesticides? Synthèse du rapport d'étude*. Paris (France): INRA Editions - Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer, 90 p. Synthèse du rapport d'étude. <https://doi.org/10.15454/r7ae-b824>
- Caquet, T.; Gascuel, C.; Tixier-Boichard, M., (2020). *Agroécologie: des recherches pour la transition des filières et des territoires*. Versailles: Quae (*Matière à débattre et décider*), 104 p. <https://doi.org/10.35690/978-2-7592-3130-0>
- Caron, P., (2005). À quels territoires s'intéressent les agronomes ? Le point de vue d'un géographe tropicaliste. *Natures, Sciences, Sociétés*, 13 (2): 145-153. <https://doi.org/10.1051/nss:2005021>
- CGAAER, (2015). *Promotion des systèmes agroforestiers. Propositions pour un plan d'actions en faveur de l'arbre et de la haie associés aux productions agricoles* Rapport n°14094, 79. <https://agriculture.gouv.fr/telecharger/71689>
- Dalgaard, T.; Hutchings, N.J.; Porter, J.R., (2003). Agroecology, scaling and interdisciplinarity. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 100 (1): 39-51. [https://doi.org/10.1016/s0167-8809\(03\)00152-x](https://doi.org/10.1016/s0167-8809(03)00152-x)
- Dalgaard, T., (2005). Landscape agroecology, Paul A. Wojtkowski : Book review. *Agricultural Systems*, 85 (2): 203-204. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2005.01.005>
- De Schutter, O., (2011). *Agroécologie et droit à l'alimentation. Rapport présenté à la 16ème session du Conseil des droits de l'homme de l'ONU*, 23 p. http://www.srfood.org/images/stories/pdf/officialreports/20110308_a-hrc-16-49_agroecology_fr.pdf
- Deguine, J.-P.; Aubertot, J.-N.; Bellon, S.; Côte, F.; Lauri, P.-E.; Lescourret, F.; Ratnadass, A.; Scopel, E.; Andrieu, N.; Bàrberi, P.; Becker, N.; Bouyer, J.; Brévault, T.; Cerdan, C.; Cortesero, A.-M.; Dangles, O.; Delatte, H.; Dinh, P.T.Y.; Dreyer, H.; Duru, M.; Flor, R.J.; Gardarin, A.; Husson, O.; Jacquot, M.; Javelle, A.; Justes, E.; Lam, M.T.X.; Launay, M.; Le, V.V.; Longis, S.; Martin, J.; Munier-Jolain, N.; Nguyen, N.T.T.; Nguyen, T.T.N.; Penvern, S.; Petit, S.; Poisot, A.-S.; Robin, M.-H.; Rolland, B.; Rusch, A.; Sabourin, E.; Sanguin, H.; Sarthou, J.-P.; Sester, M.; Simon, S.; Sourisseau, J.-M.; Steinberg, C.; Tchamitchian, M.; Thoumazeau, A.; Tibi, A.; Tivet, F.; Tixier, P.; Trinh, X.T.; Vialatte, A.; Wyckhuys, K.; Lamichhane, J.R., (2023). Chapter One - Agroecological crop protection for sustainable agriculture. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy*. Academic Press, 1-59. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2022.11.002>
- Dessart, F.J.; Barreiro-Hurle, J.; van Bavel, R., (2019). Behavioural factors affecting the adoption of sustainable farming practices: a policy-oriented review. *European Review of Agricultural Economics*, 46 (3): 417-471. <https://doi.org/10.1093/erae/jbz019>

- Doring, T.F.; Pautasso, M.; Finckh, M.R.; Wolfe, M.S., (2012). Concepts of plant health - reviewing and challenging the foundations of plant protection. *Plant Pathology*, 61 (1): 1-15. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2011.02501.x>
- Dubois, J.-J., (2016). L'évolution des systèmes agroforestiers en France. Leur rôle en agroécologie. *Pollution atmosphérique*, (Numéro spécial "Agriculture et qualité de l'air entre villes et campagnes"): 177-190. https://www.appa.asso.fr/wp-content/uploads/2020/02/Dubois_2016.pdf
- Duru, M.; Therond, O.; Fares, M., (2015a). Designing agroecological transitions; A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (4): 1237-1257. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0318-x>
- Duru, M.; Therond, O.; Martin, G.; Martin-Clouaire, R.; Magne, M.A.; Justes, E.; Journet, E.P.; Aubertot, J.N.; Savary, S.; Bergez, J.E.; Sarthou, J., (2015b). How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (4): 1259-1281. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1>
- Etiévant, P.; Bellisle, F.; Dallongeville, J.; Etilé, F.; Guichard, E.; Padilla, M.; Romon-Rousseaux, M.; Donnars, C.; Tibi, A., (2010). *Les comportements alimentaires. Quels en sont les déterminants ? Quelles actions, pour quels effets ? Rapport de l'expertise scientifique collective*. Paris: Inra, 277 p. <https://doi.org/10.15454/7906-9e40>
- Gaitan-Cremaschi, D.; Klerkx, L.; Duncan, J.; Trienekens, J.H.; Huenchuleo, C.; Dogliotti, S.; Contesse, M.E.; Benitez-Altuna, F.J.; Rossing, W.A.H., (2020). Sustainability transition pathways through ecological intensification: an assessment of vegetable food systems in Chile. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 18 (2): 131-150. <https://doi.org/10.1080/14735903.2020.1722561>
- Geels, F.W., (2002). Technological transitions as evolutionary reconfiguration processes: a multi-level perspective and a case-study. *Research Policy*, 31 (8-9): 1257-1274. [https://doi.org/10.1016/s0048-7333\(02\)00062-8](https://doi.org/10.1016/s0048-7333(02)00062-8)
- Geels, F.W., (2011). The multi-level perspective on sustainability transitions: Responses to seven criticisms. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 1 (1): pp. 24-40. <https://doi.org/10.1016/j.eist.2011.02.002>
- Geertsema, W.; Rossing, W.A.H.; Landis, D.A.; Bianchi, F.; van Rijn, P.C.J.; Schaminee, J.H.J.; Tschardtke, T.; van der Werf, W., (2016). Actionable knowledge for ecological intensification of agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14 (4): 209-216. <https://doi.org/10.1002/fee.1258>
- Gerits, F.; Messely, L.; Reubens, B.; Verheyen, K., (2021). A social-ecological framework and toolbox to help strengthening functional agrobiodiversity-supported ecosystem services at the landscape scale. *Ambio*, 50 (2): 360-374. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01382-0>
- Gliessman, S.R.; Engles, E.; Krieger, R., (1998). *Agroecology: ecological processes in sustainable agriculture*. Chelsea. <http://lib.ugent.be/catalog/rug01:000761909>
- Guyomard, H.; Bureau, J.-C.; Chatellier, V.; Detang-Dessendre, C.; Dupraz, P.; Jacquet, F.; Reboud, X.; Requillart, V.; Soler, L.-G.; Tysebaert, M., (2020). *The Green Deal and the CAP: policy implications to adapt farming practices and to preserve the EU's natural resources*: AGRI committee of the European Parliament. [https://www.europarl.europa.eu/thinktank/en/document/IPOL_STU\(2020\)629214](https://www.europarl.europa.eu/thinktank/en/document/IPOL_STU(2020)629214).
- Inserm, (2021). *Pesticides et effets sur la santé : Nouvelles données*. Montrouge Expertise collective, 1009 p. <https://www.ipubli.inserm.fr/handle/10608/1>
- IPCC, (2022). Summary for Policymakers. In: Pörtner, H.-O.; Roberts, D.C.; Poloczanska, E.S.; Mintenbeck, K.; Tignor, M.; Alegría, A.; Craig, M.; Langsdorf, S.; Löschke, S.; Möller, V.; Okem, A., eds. *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK and New York, NY, US: Cambridge University Press, pp 3-33. <https://doi.org/10.1017/9781009325844.001>
- Jeanneret, P.; Aviron, S.; Alignier, A.; Lavigne, C.; Helfenstein, J.; Herzog, F.; Kay, S.; Petit, S., (2021). Agroecology landscapes. *Landscape Ecology*, 36 (8): 2235-2257. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01248-0>
- Jouy, L.; Wissocq, A., (2011). Observatoire des pratiques : 34 types de successions culturales en France. *Perspectives Agricoles*, (379): 44-46. https://www.perspectives-agricoles.com/file/galleryelement/pj/a3/97/bd/ae/379_4227745313914533229.pdf
- Le Coq, J.-F.; Sabourin, E.; Bonin, M.; Freguin-Gresh, S.; Marzin, J.; Niederle, P.; Patrouilleau, M.M.; Vásquez, L., (2020). Public policy support for agroecology in Latin America: Lessons and perspectives. *Global Journal of Ecology*, 5 (1): 129-138. <https://doi.org/10.17352/gje.000032>

- Le Roux, X.; Barbault, R.; Baudry, J.; Burel, F.; Doussan, I.; Garnier, E.; Herzog, F.; Lavorel, S.; Lifran, R.; Roger-Estrade, J.; Sarthou, J.-P.; Trommetter, M., (2008). *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies - Synthèse du rapport d'expertise*: INRA, 116 p. <https://doi.org/10.15454/chz5-0922>
- Lechenet, M.; Makowski, D.; Py, G.; Munier-Jolain, N., (2016). Profiling farming management strategies with contrasting pesticide use in France. *Agricultural Systems*, 149: 40-53. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.08.005>
- Leenhardt, S.; Mamy, L.; Pesce, S.; Sanchez, W.; Achard, A.L.; Amichot, M.; Artigas, J.; Aviron, S.; Barthélémy, C.; Beaudouin, R.; Bedos, C.; Bérard, A.; Berny, P.; Bertrand, C.; Bertrand, C.; Betoulle, S.; Bureau-Point, È.; Charles, S.; Chaumot, A.; Chauvel, B.; Coeurdassier, M.; Corio-Costet, M.-F.; Coutellec, M.-A.; Crouzet, O.; Doussan, I.; Fabure, J.; Fritsch, C.; Gallai, N.; Gonzalez, P.; Gouy, V.; Hedde, M.; Langlais, A.; Le Bellec, F.; Leboulanger, C.; Le Gall, M.; Le Perchec, S.; Margoum, C.; Martin-Laurent, F.; Mongruel, R.; Morin, S.; Mouglin, C.; Munaron, D.; Nelieu, S.; Pélosi, C.; Rault, M.; Sabater, S.; Stachowski-Haberkorn, S.; Sucre, E.; Thomas, M.; Tournebize, J., (2022). *Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques. Synthèse de l'expertise scientifique collective*: INRAE - IFREMER Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer, 136 p. <https://doi.org/10.17180/gfkj-e861>
- Lescourret, F.; Magda, D.; Richard, G.; Adam-Blondon, A.F.; Bardy, M.; Baudry, J.; Doussan, I.; Dumont, B.; Lefevre, F.; Litrico, I.; Martin-Clouaire, R.; Montuelle, B.; Pellerin, S.; Plantegenest, M.; Tancoigne, E.; Thomas, A.; Guyomard, H.; Soussana, J.F., (2015). A social-ecological approach to managing multiple agro-ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14: 68-75. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.04.001>
- Malezieux, E.; Crozat, Y.; Dupraz, C.; Laurans, M.; Makowski, D.; Ozier-Lafontaine, H.; Rapidel, B.; de Tourdonnet, S.; Valantin-Morison, M., (2009). Mixing plant species in cropping systems: concepts, tools and models. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29: 43-62. <https://doi.org/10.1051/agro:2007057>
- Martin, A.R.; Cadotte, M.W.; Isaac, M.E.; Milla, R.; Vile, D.; Violle, C., (2019). Regional and global shifts in crop diversity through the Anthropocene. *Plos One*, 14 (2): 18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0209788>
- Méndez, V.E.; Bacon, C.M.; Cohen, R., (2013). Agroecology as a Transdisciplinary, Participatory, and Action-Oriented Approach. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 37 (1): 3-18. <https://doi.org/10.1080/10440046.2012.736926>
- OFB, (2022). Dossier « La haie, enjeux écologiques ». *Biodiversité, des clés pour agir*, (1): 18-39. <https://www.ofb.gouv.fr/documentation/biodiversite-des-cles-pour-agir-ndeg1>
- Ostrom, E., (2009). A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science*, 325 (5939): 419-422. <https://doi.org/10.1126/science.1172133>
- Pannell, D.J.; Marshall, G.R.; Barr, N.; Curtis, A.; Vanclay, F.; Wilkinson, R., (2006). Understanding and Promoting Adoption of Conservation Practices by Rural Landholders. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 46 (11): 1407-1424. <https://doi.org/10.1071/EA05037>
- Sirami, C.; Midler, E., (2021). *Hétérogénéité des paysages agricoles, biodiversité et services écosystémiques. Analyse n°163*: Centre d'étude et de Prospective, Les publications du service de la statistique et de la prospective, 4. <https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/disaron/Ana163/detail/>
- Solagro, (2019). Les infrastructures agro-écologiques 30. <https://osez-agroecologie.org/bibliographie-de-l-agroecologie>
- Struik, P.C.; Bonciarelli, F., (1997). Resource use at the cropping system level. *European Journal of Agronomy*, 7 (1-3): 133-143. [https://doi.org/10.1016/s1161-0301\(97\)00027-0](https://doi.org/10.1016/s1161-0301(97)00027-0)
- Therond, O.; Tichit, M.; Tibi, A.; Accatino, F.; Biju-Duval, L.; Bockstaller, C.; Bohan, D.; Bonaudo, T.; Boval, M.; Cahuzac, E.; Casellas, E.; Chauvel, B.; Choler, P.; Constantin, J.; Cousin, I.; Daroussin, J.; David, M., M.; Delacote, P.; Derocles, S.; de Sousa, L.; Domingues, J.P.; Dross, C.; Duru, M.; Eugène, M.; Fontaine, C.; Garcia, B.; Geijzendorffer, I.R.; Girardin, A.; Graux, A.-I.; Jouven, M.; Jouven Pouderoux; Langlois, B.; Le Bas, C.; Le Bissonnais, Y.; Lelievre, V.; Lifran, R.; Maigné, É.; Martin, G.; Märtin, R.; Martin-Laurent, F.; Martinet, V.; Mclaughlin, O.; Meillet, A.; Mignolet, C.; Mouchet, M.; Nozieres-Petit, M.-O.; Ostermann, O.P.; Paracchini, M.L.; Pellerin, S.; Peyraud, J.-L.; Petit, S.; Picaud, C.; Plantureux, S.; Poméon, T.; Porcher, E.; Puech, T.; Puillet, L.; Rambonilaza, T.; Raynal, H.; Resmond, R.; Ripoche, D.; Ruget, F.; Rulleau, B.; Rusch, A.; Salles, J.-M.; Sauvant, D.; Schott, C.; Tardieu, L., (2017). *Volet "écosystèmes agricoles" de l'Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques - Rapport scientifique de l'étude réalisée par l'INRA - Novembre 2017*: INRA, 966. <https://doi.org/10.15454/prmv-wc85>

- Thomas, V.G.; Kevan, P.G., (1993). Basic principles of agroecology and sustainable agriculture. *Journal of Agricultural & Environmental Ethics*, 6 (1): 1-19. <https://doi.org/10.1007/bf01965612>
- Tibi, A.; Théron, O., (2017). *Evaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFESE. Synthèse du rapport d'étude*. Paris: Inra, 118 p. <https://doi.org/10.15454/1h4z-tq90>
- Tibi, A.; Martinet, V.; Vialatte, A., (2022a). *Protéger les cultures en augmentant la diversité végétale des espaces agricoles. Résumé de l'expertise scientifique collective*: INRAE, 12 p. <https://doi.org/10.17180/yn4d-h840>
- Tibi, A.; Martinet, V.; Vialatte, A.; Alignier, A.; Angeon, V.; Bohan, D.; Bougherara, D.; Cordeau, S.; Courtois, P.; Deguine, J.-P.; Enjalbert, J.; Fabre, F.; Fréville, H.; Grateau, R.; Grimonprez, B.; Gross, N.; Hannachi, M.; Launay, M.; Lelievre, V.; Lemarié, S.; Martel, G.; Navarrete, M.; Plantegenest, M.; Ravigné, V.; Rusch, A.; Suffert, F.; Thoyer, S., (2022b). *Protéger les cultures en augmentant la diversité végétale des espaces agricoles. Synthèse de l'expertise scientifique collective*: INRAE, 86 p. <https://doi.org/10.17180/awsn-rf06>
- Tomich, T.P.; Brodt, S.; Ferris, H.; Galt, R.; Horwath, W.R.; Kebreab, E.; Leveau, J.H.J.; Liptzin, D.; Lubell, M.; Merel, P.; Michelmore, R.; Rosenstock, T.; Scow, K.; Six, J.; Williams, N.; Yang, L., (2011). Agroecology: A Review from a Global-Change Perspective. In: Gadgil, A.; Liverman, D.M., eds. *Annual Review of Environment and Resources, Vol 36*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Environment and Resources), 193-222. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-012110-121302>
- van Ittersum, M.K.; Rabbinge, R., (1997). Concepts in production ecology for analysis and quantification of agricultural input-output combinations. *Field Crops Research*, 52 (3): 197-208. [https://doi.org/10.1016/s0378-4290\(97\)00037-3](https://doi.org/10.1016/s0378-4290(97)00037-3)
- Vialatte, A.; Tibi, A.; Alignier, A.; Angeon, V.; Bedoussac, L.; Bohan, D.A.; Bougherara, D.; Carpentier, A.; Castagneyrol, B.; Cordeau, S.; Courtois, P.; Deguine, J.P.; Enjalbert, J.; Fabre, F.; Femenia, F.; Fréville, H.; Goulet, F.; Grateau, R.; Grimonprez, B.; Gross, N.; Hannachi, M.; Jeanneret, P.; Kuhfuss, L.; Labarthe, P.; Launay, M.; Lefebvre, M.; Lelievre, V.; Lemarie, S.; Martel, G.; Masson, A.; Navarrete, M.; Plantegenest, M.; Ravigne, V.; Rusch, A.; Suffert, F.; Tapsoba, A.; Therond, O.; Thoyer, S.; Martinet, V., (2021). Promoting crop pest control by plant diversification in agricultural landscapes: A conceptual framework for analysing feedback loops between agro-ecological and socio-economic effects. In: Bohan, D.A.; Dumbrell, A.J.; Vanbergen, A.J., eds. *Future of Agricultural Landscapes, Pt Iii*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Ecological Research), 133-165. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2021.10.004>
- Wezel, A.; Bellon, S.; Dore, T.; Francis, C.; Vallod, D.; David, C., (2009). Agroecology as a science, a movement and a practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29 (4): 503-515. <https://doi.org/10.1051/agro/2009004>

Chapitre 1.

État des lieux des dommages causés par les principaux bioagresseurs des cultures en France

Auteur : Abdoulaye Tapsoba

Coordination : Vincent Martinet, Corentin Barbu, Nathalie Delame

Sommaire

Introduction	58
1.1. Démarche adoptée pour caractériser et quantifier les dommages causés par les bioagresseurs	60
1.1.1. Quelques définitions	60
1.1.2. Méthode de quantification des dommages directs sur les récoltes	62
1.1.3. Méthode de quantification des pertes économiques	64
1.1.4. Description des données mobilisées	65
1.2. Bioagresseurs des grandes cultures	69
1.2.1. Bioagresseurs des céréales à pailles	69
1.2.1.1. Présentation des principaux bioagresseurs des céréales à pailles	69
1.2.1.2. Pertes causées par les bioagresseurs sur le blé	70
1.2.1.3. Pertes causées par les bioagresseurs sur l'orge	75
1.2.2. Bioagresseurs du maïs	77
1.2.3. Bioagresseurs de la pomme de terre	79
1.2.3.1. Caractéristique des principaux bioagresseurs de la pomme de terre	79
1.2.3.2. Pertes causées par les bioagresseurs sur la pomme de terre	80
1.2.4. Bioagresseurs de la betterave	81
1.2.5. Bioagresseurs des oléagineux et protéagineux	83
1.2.5.1. Bioagresseurs du colza	83
1.2.5.2. Bioagresseurs du tournesol	84
1.2.5.3. Bioagresseurs du pois et de la féverole	84
1.2.5.4. Bioagresseurs du lin	85
1.3. Bioagresseurs de la vigne et leurs nuisibilités	87
1.4. Bioagresseurs en arboriculture	90
1.4.1. Caractéristiques des principaux bioagresseurs des cultures fruitières	90
1.4.2. Valeurs économiques des filières fruitières	91
1.5. Bioagresseurs en production légumière	93
1.6. Bioagresseurs dans les régions d'Outre-Mer	96
1.6.1. Principaux bioagresseurs de la canne à sucre	96
1.6.2. Principaux bioagresseurs de la banane	96
1.7. Conclusion	98
1.7.1. État des lieux, par culture, de la pression parasitaire, des méthodes de lutte déployées et des enjeux économiques associés	98
1.7.2. État des lieux général, en France, de la pression parasitaire et des stratégies de lutte déployées	103
Bibliographie	109

Annexe 1-1. Caractéristiques des principaux bioagresseurs des cultures en France métropolitaine, et principales méthodes de lutte mises en œuvre 114

1-1-1. Céréales à pailles (blé, orge, avoine, triticale, seigle)	115
1-1-2. Maïs.....	118
1-1-3. Pomme de terre	120
1-1-4. Betterave.....	123
1-1-5. Colza	126
1-1-6. Tournesol	129
1-1-7. Pois et féverole	131
1-1-8. Lin fibre et oléagineux.....	133
1-1-9. Vigne	134
1-1-10. Vergers fruitiers	137
1-1-11. Carotte	141
1-1-12. Chou	143
1-1-13. Tomate	144
1-1-14. Melon	146
1-1-15. Poireau	148
1-1-16. Canne à sucre	149
1-1-17. Banane	150

Annexe 1-2. Données de prix de vente, rendements, productions, surfaces agricoles, dommages et pertes économiques estimées pour certaines cultures en France 151

1-2-1. Blé tendre.....	152
1-2-2. Orge d’hiver	153
1-2-3. Maïs grain.....	154
1-2-4. Pomme de terre	155
1-2-5. Betterave.....	156
1-2-6. Colza	156
1-2-7. Tournesol	157
1-2-8. Pois.....	157
1-2-9. Féverole.....	157
1-2-10. Vergers fruitiers	158

Introduction

En guise de contextualisation de l'ESCo, ce chapitre caractérise les dommages causés par les bioagresseurs aux cultures et les stratégies de protection des cultures actuellement dominantes en France, dans l'objectif d'identifier les principaux enjeux associés à la lutte contre les bioagresseurs. En se basant sur des éléments de la littérature académique générique, nous faisons d'abord une brève description théorique de la chaîne *dégâts – dommages – pertes économiques* causés par les bioagresseurs et présentons les données mobilisées et les méthodes permettant de les quantifier. Ensuite, nous présentons les caractéristiques des principaux bioagresseurs présents en France, culture par culture. Ces caractéristiques sont i) la zone de présence du bioagresseur, ii) ses dégâts et dommages potentiels, et iii) les principales méthodes de protection mises en œuvre pour lutter contre lui. Enfin, nous identifions les couples culture x bioagresseur pour lesquels les enjeux de protection des cultures sont importants, soit pour des raisons environnementales (niveau de traitement chimique important), soit pour des raisons économiques (dommages potentiels importants).

Les méthodes de protection que nous présentons sont celles majoritairement déployées actuellement en France. Les systèmes dominants (en termes de surface agricole occupée) étant conduits en agriculture conventionnelle, l'état des lieux effectué dans ce chapitre est représentatif des méthodes de lutttes reposant principalement sur l'usage d'intrants (dont pesticides) de synthèse d'une part, et sur des variétés sélectionnées pour leur caractère plus ou moins résistant ou tolérant à certains bioagresseurs tout en étant productives dans un système conventionnel d'autre part. Les méthodes sont regroupées en deux grands types, à savoir la lutte chimique et la lutte agronomique, suivant les terminologies utilisées sur les sites d'Arvalis¹ et infloweb.fr². La lutte chimique comprend les traitements aux produits chimiques (fongicides, herbicides, insecticides, etc.) et la lutte dite « agronomique » englobe ici toutes les méthodes non chimiques telles que les pratiques agricoles (qu'elles soient prophylactiques ou curatives) telles que le travail du sol ou l'enherbement, ainsi que l'usage de résistances et tolérances variétales.³ Nous utilisons les IFT pour estimer le niveau d'intrants dans le cas de lutte chimique contre les bioagresseurs car les données correspondantes sont disponibles pour l'ensemble des cultures. Cet indicateur nous semble donc pertinent pour les objectifs de cette ESCo, même s'il ne prend pas en compte la toxicité des substances actives utilisées, ce qui limite la comparaison des impacts entre cultures.

Les bioagresseurs sont regroupés en plusieurs grandes catégories (adventices, plantes parasites, insectes ravageurs, acariens, virus, champignons, bactéries, nématodes, gastéropodes et autres), de même que les cultures présentes en France métropolitaine (grandes cultures, viticulture, arboriculture et cultures légumières) et en Outre-Mer (canne à sucre et banane). Enfin, même si les données disponibles permettent de recenser les principaux bioagresseurs et les types de dommages associés pour l'ensemble des cultures, la quantification de ces dommages et des pertes économiques associées n'est pas chose aisée. Lorsque possible, nous estimons des pertes économiques à partir des données de dommages de la littérature scientifique et de la littérature des instituts techniques.

Le *dommage* est défini comme la perte en qualité et en quantité des récoltes causée par un bioagresseur. Les pertes en qualité peuvent correspondre, par exemple, à des altérations visuelles réduisant la valeur du produit, à une dégradation de sa qualité pour certains processus de transformation (teneur en protéines ou en sucre...), ou à une contamination par des produits toxiques (mycotoxines...) ou des allergènes induisant des problèmes sanitaires. Dans ce chapitre, nous nous limitons à la quantification des pertes en quantité (pertes de rendement) compte tenu des données disponibles dans la littérature. Il est couramment fait référence à deux mesures distinctes de ces pertes de rendement, à savoir la *perte potentielle* (perte que pourrait subir une culture en absence de toute protection contre un bioagresseur) et la *perte réelle* (perte

¹ <http://www.fiches.arvalis-infos.fr/> - consulté le 09/01/23

² <https://www.infloweb.fr/> - consulté le 09/01/23

³ Les solutions de biocontrôle ont un statut à part. D'après le Code rural et de la pêche maritime (CRPM art L.253-6), elles incluent le recours (i) à des macro-organismes (invertébrés, insectes, acariens ou nématodes), ou (ii) à des produits phytopharmaceutiques comprenant des micro-organismes (champignons, bactéries, virus), des médiateurs chimiques comme les phéromones sexuelles (substances chimiques produites par les insectes jouant un rôle dans l'attraction sexuelle) et des substances naturelles (substances d'origine végétale, animale ou minérale).

subie par une culture malgré la protection contre un bioagresseur). La perte potentielle est en général estimée par une comparaison de parcelles « traitées/non traitées » chimiquement vis-à-vis d'un (ou d'une catégorie de) bioagresseur donné, dans des conditions optimisées en termes de fertilisation et de traitements contre les autres bioagresseurs.

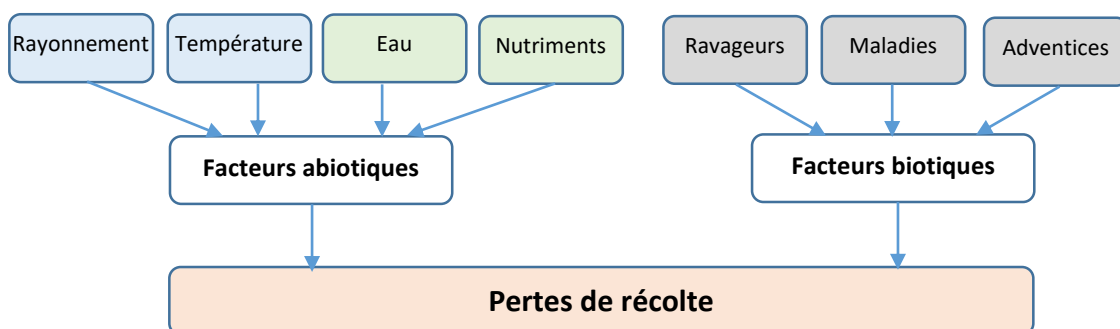
A partir des quantifications disponibles dans la littérature de ces dommages, nous proposons une estimation des *pertes économiques* potentielles et réelles associées aux bioagresseurs. Ces estimations sont entachées d'incertitudes liées aux méthodes d'acquisition des données primaires : les pertes potentielles de rendement sont par construction surestimées, et les pertes réelles sont rarement quantifiées dans la littérature. Elles sont à considérer comme des ordres de grandeur, et doivent être interprétées comme des indicateurs pour identifier les filières qui seraient confrontées à d'importantes pertes économiques du fait des bioagresseurs si les méthodes de lutte chimique actuellement employées dans les systèmes dominants étaient supprimées sans mise en place de modes de gestion alternatifs (autrement dit dans une situation théorique de retrait des pesticides, toutes choses égales par ailleurs). Etant donnée la place centrale qu'occupent les pesticides dans les méthodes actuelles de lutte utilisées dans les systèmes dominants, ces estimations visent donc à (i) montrer le rôle que jouent aujourd'hui ces produits dans la protection des cultures en estimant le coût potentiel (maximal) pour les filières de leur retrait en l'absence de mise en œuvre de solutions alternatives, et (ii) souligner l'enjeu qu'il y a à déployer des modes de protection alternatifs contre les bioagresseurs pour les différentes filières.

1.1. Démarche adoptée pour caractériser et quantifier les dommages causés par les bioagresseurs

1.1.1. Quelques définitions

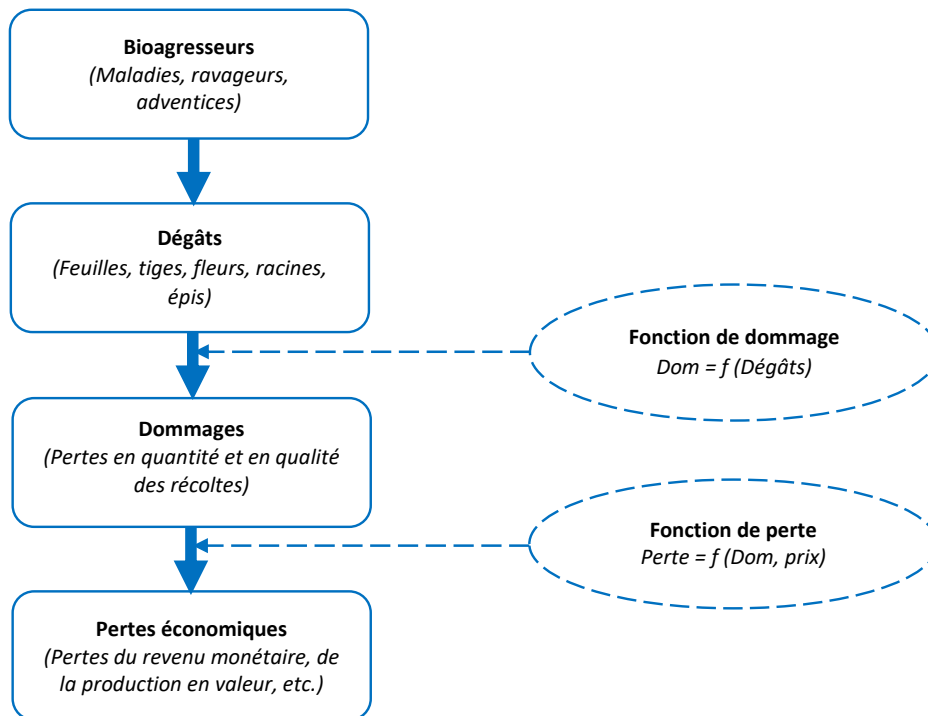
Les pertes de récolte (ou dommages sur les récoltes) peuvent être définies comme toute réduction en quantité et/ou en qualité de la production agricole (Savary *et al.*, 2006). Elles sont influencées par deux types de facteurs (Figure 1-1) : (i) les facteurs abiotiques, qui sont composés de facteurs déterminants, comme le rayonnement et la température, et de facteurs limitants, comme les disponibilités en eau et en nutriments (Rabbinge *et al.*, 1989) ; (ii) les facteurs biotiques correspondent aux dommages causés par les bioagresseurs sur les récoltes. Les bioagresseurs sont des organismes vivants (ravageurs, maladies, adventices) qui causent des dégâts et dommages sur les cultures (Barbier *et al.*, 2011). Pour limiter ces dommages, plusieurs méthodes de lutte sont mises en place, à savoir les luttes chimique, culturale, biologique, physique et génétique (Aubertot *et al.*, 2005). Dans cette section, nous nous focalisons sur l'analyse des pertes de récolte causées par les bioagresseurs (facteurs biotiques).

Figure 1-1. Facteurs déterminants des pertes de récolte
Source : Adaptée de Oerke (2006)



Une population de bioagresseurs est susceptible d'entraîner des dégâts (feuilles, tiges, fleurs, racines, épis, etc.) sur les cultures agricoles qui peuvent conduire à des dommages (pertes en quantité et en qualité des récoltes), et au final à des pertes économiques (réductions du revenu monétaire des agriculteurs, de la production en valeur d'une filière, etc.) pour les agriculteurs et la société (Savary, 1991 ; Nutter *et al.*, 1993 ; Savary *et al.*, 2006, 2012 ; Esker *et al.*, 2012). La relation entre dégâts, dommages et pertes économiques est schématisée par la Figure 1-2. Celle-ci met en évidence deux liens de causalité. Le premier est défini par une fonction de dommage à partir de laquelle sont estimées les pertes de récolte (transformation des dégâts en dommages) et le second par une fonction de perte qui permet d'estimer les pertes monétaires et non monétaires (conversion des dommages en pertes économiques) causées par les populations de bioagresseurs.

Figure 1-2. Relation entre dégâts, dommages et pertes économiques causés par les bioagresseurs
Sources : adaptée de Savary (1991), Savary *et al.* (2012) et Esker *et al.* (2012).



Les dégâts représentent le premier niveau des impacts négatifs causés par la présence des bioagresseurs. La définition et la mesure des dégâts diffèrent selon que le bioagresseur est un agent pathogène (responsable d'une maladie), un ravageur (insecte) ou une adventice. Un dégât est défini comme toute déviation observable par rapport à une plante saine causée par la présence d'un ou plusieurs bioagresseurs (Savary *et al.*, 2006 ; Barbier *et al.*, 2011), qui se manifeste par des symptômes/marques (quantifiables) observés sur les cultures (Savary, 1991 ; Nutter *et al.*, 1991, 1993). Ces dégâts peuvent concerner une destruction de tout ou une partie du système foliaire, des tiges, des racines, des fleurs ou des épis des plantes contaminées. (i) Dans le cas des agents pathogènes, pour mesurer la progression d'une épidémie et les dégâts qu'elle occasionne, deux indicateurs sont souvent utilisés, à savoir l'incidence et la sévérité (Savary, 1991). L'incidence d'une attaque est définie comme la part des plantes (ou tiges, branches, feuilles) contaminées par rapport à la population totale de plantes évaluées. La sévérité représente la proportion de la zone contaminée de la feuille (plante, organe, etc.) par rapport à la surface foliaire totale (Walker, 1983 ; Nutter *et al.*, 1991 ; Brown et Keane, 1997 ; Waller *et al.*, 2002). Ces indicateurs sont exprimés en pourcentage. (ii) Dans le cadre des insectes ravageurs, les dégâts peuvent aussi être quantifiés par le nombre de plantes infestées (incidence), le nombre d'insectes par plante infestée (niveau de pullulation) et les lésions causées sur ces plantes. (iii) Pour les adventices, les dégâts peuvent être quantifiés sur le court terme avec la densité ou la biomasse d'adventices par unité de surface, et sur le long terme avec la densité ou la biomasse de graines venant s'ajouter à la banque de graines existantes par unité de surface.

Les dégâts causés aux plantes peuvent conduire à des dommages d'ordre agronomique. Dans certains cas, ces dégâts ne sont dommageables à la production agricole que lorsqu'ils atteignent un certain niveau (Nutter *et al.*, 1993 ; Brown et Keane, 1997). Différents seuils ont été définis dans le cadre du suivi des populations de bioagresseurs⁴ : le **seuil de nuisibilité** correspond à un niveau de population de bioagresseurs ou de dégâts à partir duquel un effet détriminaire à une plante cultivée est identifié. Le **seuil de tolérance économique** est défini comme le niveau de population de bioagresseurs ou de dégâts à partir duquel la valeur probable du dommage est supérieure au coût de la protection. Le **seuil d'intervention** représente le niveau de population de bioagresseurs ou de dégâts à partir duquel le dommage potentiel est avéré et justifie une intervention, généralement par des traitements phytosanitaires.

⁴ <https://www.arvalis.fr/infos-techniques/peut-disposer-de-seuils-de-traitement-pour-tous-les-bioagresseurs>

Dans le cadre de la protection des plantes, le dommage (ou perte de récolte) est défini comme la perte en quantité et/ou en qualité de la production agricole résultant de dégâts consécutifs à une attaque de bioagresseurs (Nutter *et al.*, 1993). Le concept de dommage est à distinguer de celui de perte de rendement qui est définie comme la réduction en quantité des rendements agricoles par unité de surface cultivée (Savary *et al.*, 2006). La perte en qualité découle de plusieurs facteurs comme par exemple la dépréciation des propriétés nutritionnelles des produits récoltés, avant ou après transformation, ou la présence sur celles-ci de traces perceptibles de restes de bioagresseurs (Norton, 1976). Par exemple, l'infection des plantes par des virus peut conduire à des modifications de la forme, du goût, de la texture et des teneurs en protéine, sucre, etc. des récoltes contaminées (Bos, 1982). Pour les produits agricoles comme l'orge et le soja, les dégâts d'une population de bioagresseurs peuvent entraîner une modification de la teneur en protéine et en huile, respectivement (Nutter *et al.*, 1993). La perte de récolte peut ne pas avoir été provoquée directement par le bioagresseur sur la partie récoltée. Ainsi, elle peut provenir d'une réduction de l'accès à la lumière, aux nutriments et à l'eau nécessaires à la croissance et à la reproduction de la plante du fait de la présence d'adventices, ou d'une destruction du système végétatif de la plante en cas d'attaques de ravageurs et de maladies (Norton, 1976). Les différents mécanismes par lesquels les bioagresseurs causent des pertes de récolte sont résumés dans le Tableau 1-1.

Tableau 1-1. Mécanismes de pertes de récolte liées aux bioagresseurs

Maladies et ravageurs (Walker, 1983, 1987)	Flore adventice (Lindquist, 2012)
<p>Les maladies et ravageurs peuvent endommager les récoltes de plusieurs façons :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Entrave à l'enracinement de la plante, à sa germination et au premier stade de la croissance - Destruction ou réduction de la surface photosynthétique (pertes de feuilles, ombrage, etc.) - Interruption de l'absorption et de la translocation de l'eau et des nutriments (des racines ou des feuilles vers les organes de stockage, les fruits ou les graines) - Endommagements des parties vitales de la plante (destructions des organes de stockage, des parties reproductrices et des structures de soutien) - Détérioration des produits agricoles (trous, tâches, etc.) les rendant difficile à récolter, à transformer et/ou à commercialiser (déclassement). 	<p>Les adventices causent des pertes de récoltes à travers leur compétition avec les plantes cultivées pour les ressources :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Compétition pour la captation du rayonnement (réduction de la quantité de lumière disponible pour la plante, altération de la physiologie de croissance par une modification de la qualité de la lumière dans l'environnement) - Compétition pour l'eau disponible durant notamment les périodes de sécheresse et d'offre inadéquate - Compétition pour l'azote et les autres nutriments <p>Par ailleurs, la présence d'adventices est susceptible d'engendrer des pertes qualitatives de récolte lorsque des graines d'adventices sont involontairement récoltées en même temps que la plante cultivée.</p>

Les dommages causés par les bioagresseurs peuvent être à l'origine de pertes directes (primaires et secondaires) et de pertes indirectes (Nutter *et al.*, 1993) : (i) les pertes directes représentent les pertes en quantité et en qualité de la production agricole subies par l'agriculteur, y compris les coûts engagés pour lutter contre les effets des bioagresseurs ; (ii) les pertes indirectes sont les hausses de coûts de manutention, de stockage, de transformation, de transport et autres subies par les différents acteurs (producteurs, communauté rurale, exportateurs, grossistes, détaillants, consommateurs et gouvernement) et résultant des effets des bioagresseurs.

1.1.2. Méthode de quantification des dommages directs sur les récoltes

Pour quantifier les dommages directs causés par les bioagresseurs, plusieurs niveaux de rendements et de pertes sont identifiés (Figure 1-3).

Le **Yt** est le **niveau de rendement 'théorique' obtenu dans des conditions optimales** à chaque stade de développement de la plante et sans aucune limitation des facteurs abiotiques tels que l'eau et les nutriments et des facteurs biotiques liés aux bioagresseurs (Esler *et al.*, 2012 ; Savary *et al.*, 2012). Le **rendement atteignable ou accessible (Ya)** est le rendement spécifique à chaque site de production obtenu lorsque toutes les méthodes de protection sont mises en place et minimisent les pertes causées par les bioagresseurs (Nutter *et al.*, 1993). Concrètement, il s'agit du rendement que pourraient atteindre les agriculteurs en absence de tout dommage lié aux bioagresseurs (Savary, 1991). Dans cette situation, la protection contre les bioagresseurs est maximale. Le

rendement atteignable est déterminé uniquement par les facteurs abiotiques du milieu qui peuvent encore être limitants pour le rendement (Nutter *et al.*, 1993). Le **rendement primitif (Yp)** est défini comme le niveau de rendement obtenu si aucune mesure de protection n'est prise pour limiter les pertes causées par les bioagresseurs (Nutter *et al.*, 1993). Le **rendement réel (Y)** est défini comme le rendement couramment obtenu par les agriculteurs par unité de surface agricole (Savary, 1991 ; Esker *et al.*, 2012) compte tenu des pratiques agricoles mises en œuvre pour réduire les stress biotiques et abiotiques. Le rendement réel est supérieur au rendement primitif mais est en dessous du rendement atteignable parce que, même si des mesures sont mises en place par les agriculteurs pour contrôler les bioagresseurs, la protection en situation réelle dans la plupart des cas n'est pas maximale.

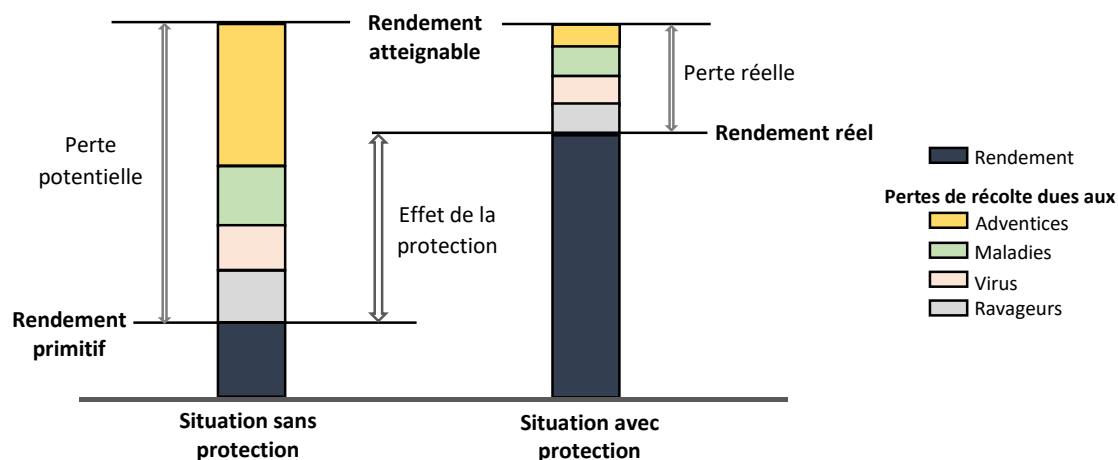
En fonction du niveau de ces différentes catégories de rendement, deux types de pertes directes sont calculés. La **perte potentielle** de récolte, estimée comme l'écart entre le rendement atteignable et le rendement primitif ($Y_a - Y_p$), est la perte que subiraient les agriculteurs en absence de toute mesure de protection physique, biologique ou chimique contre les bioagresseurs (Oerke, 2006). La **perte réelle** de récolte, estimée comme l'écart entre le rendement atteignable et le rendement réel ($Y_a - Y$), est la perte subie par les producteurs en dépit des mesures de protection (Savary, 1991 ; Nutter *et al.*, 1993). La perte réelle de récolte peut s'exprimer de manière absolue (t/ha) ou relative (en %) (Walker, 1987) comme suit :

$$D^{\text{absolu}} = Y_a - Y$$

$$D^{\text{relatif}}(\%) = ((Y_a - Y)/Y_a) \times 100$$

La perte réelle relative est exprimée de préférence en pourcentage du rendement atteignable, c'est-à-dire comme un pourcentage de rendement perdu par rapport au rendement atteignable, mais elle peut aussi s'exprimer en pourcentage du rendement réel, donnant une idée de l'augmentation de rendement que permettrait une protection totale (Oerke, 2006).

Figure 1-3. Niveaux de rendements et types de pertes
Source : adaptée de Oerke, 2006



Pour la suite du chapitre, nous utiliserons de manière indifférenciées les expressions « perte de rendement » et « dommage ».

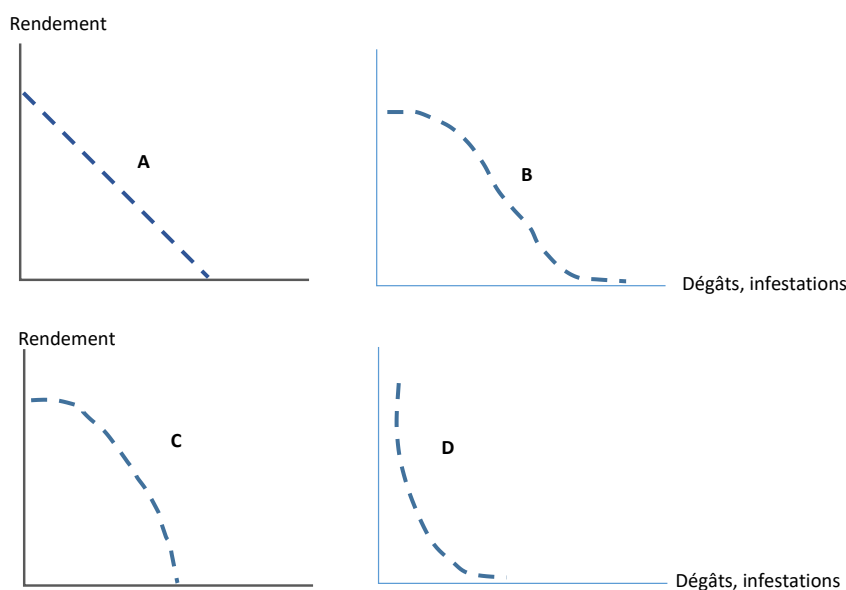
D'un point de vue empirique, il est possible d'estimer ces dommages à partir des données de terrain. La fonction de dommage ($Y_a - Y$) peut s'écrire comme une régression de la perte de rendement (D) sur les dégâts causés par les bioagresseurs (Teng et Gaunt, 1980 ; Walker, 1987) :

$$D = f(\text{Dégâts})$$

La fonction peut être linéaire ou non linéaire, et dépend des caractéristiques du bioagresseur, de la culture et de la situation de production (Nutter *et al.*, 1993 ; Esker *et al.*, 2012). La non linéarité de la fonction traduit le fait qu'une certaine quantité de bioagresseurs n'entraîne pas nécessairement une baisse de récolte identique, mais que cette baisse est aussi influencée par le niveau d'infestation (faible, modéré, élevé) (Aubertot *et al.*, 2005).

Par exemple, dans le cas des insectes ravageurs, la fonction de dommage peut être de différentes formes (Walker, 1983, 1987) (Figure 1-4) : (A) Linéaire, avec une perte de récolte qui est proportionnelle à la hausse des infestations, quel que soit ce niveau d'infestation. Plus celles-ci augmentent, plus les exploitations concernées subiront des pertes élevées. (B) Sigmoide, avec une perte de récolte ne devenant significative qu'à partir d'un certain niveau d'infestations. En dessous de ce niveau, il n'y a pas de réduction des récoltes. Cela est dû à une compensation des pertes par les parties ou plantes non attaquées. (C) Logarithmique, avec des infestations ayant un effet « multiplicatif ». Les pertes de récolte s'amplifient lorsque les infestations augmentent. (D) Autre, traduisant notamment que la perte rapide de récolte commence à être très élevée même à un niveau d'infestation faible. Cette situation où une infestation faible entraîne une baisse disproportionnée des récoltes peut être constatée dans le cas de maladies systémiques et/ou vectées par des insectes.

Figure 1-4. Relations entre dégâts et pertes de rendement
Source : Walker, 1987



1.1.3. Méthode de quantification des pertes économiques

Pour analyser les enjeux économiques associés aux principaux bioagresseurs, des indicateurs économiques (perte économique pour la filière et pour l'agriculteur liés à la protection) ont été définis et estimés pour les principales cultures. La perte économique, en tant que réduction de revenu résultant de dommages causés par les bioagresseurs, inclut les dépenses engagées pour réduire les effets de ces bioagresseurs (Savary *et al.*, 2006). Conformément à la définition des types de dommages, la perte économique potentielle correspond à l'équivalent monétaire de la perte potentielle de récolte, et la perte économique réelle correspond à l'équivalent monétaire de la perte réelle de récolte. Les pertes économiques (monétaires et non monétaires) peuvent toucher à la fois les agriculteurs concernés mais aussi d'autres acteurs de la filière agricole dans son ensemble. Pour les agriculteurs, ces pertes peuvent par exemple entraîner une réduction des marges brutes et de la rentabilité globale de l'exploitation, tandis que pour la filière, elles se traduisent par une baisse de la production en valeur des récoltes. À noter que la présence de bioagresseurs à lutte obligatoire, de quarantaine ou réglementés, peut avoir des impacts parfois forts, tels que l'arrêt d'échanges commerciaux, notamment les importations en provenance des pays affectés.

Dans ce chapitre, la **perte économique (E)** associée à un bioagresseur est estimée pour chaque culture comme le produit du dommage causé (t/ha), de la surface cultivée en France (ha) et du prix annuel de vente du produit agricole (€/t). Elle peut s'écrire avec la formule suivante (Nutter *et al.*, 1993 ; Oliveira *et al.*, 2014 ; Gharde *et al.*, 2018 ; Cerda *et al.*, 2020) :

$$E (\text{€}) = D^{\text{absolu}} \times S \times P$$

où D^{absolu} est la perte de récolte (t/ha), P le prix de vente (€/t) et S est la surface affectée (ha) qui peut être la surface totale de la culture concernée à l'échelle de la région ou du pays.

Elle peut également s'écrire :

$$E (\text{€}) = D^{\text{relatif}} \times S \times P \times Y_a, \text{ avec } Y_a = Y / (1 - D^{\text{relatif}})$$

où D^{relatif} est la perte exprimée en pourcentage (%) du rendement atteignable (Y_a), Y est le rendement réel.

L'ampleur de la perte monétaire dépend à la fois de la quantité/qualité perdue et du prix de vente du produit agricole qui varie selon l'évolution du marché (Nutter *et al.*, 1993). Par exemple, une réduction de la qualité des produits récoltés provoquée par un bioagresseur peut entraîner une baisse du prix de vente et ainsi une perte en chiffre d'affaire. Différents types de prix de vente peuvent être utilisés pour estimer les pertes monétaires dans la littérature. Il peut s'agir du prix moyen payé aux producteurs (Oliveira *et al.*, 2014 ; Cerda *et al.*, 2020), mais aussi des prix médian, maximal ou minimal (Nutter *et al.*, 1993).

Sur la base des formules ci-dessus, nous estimons cette perte économique à l'échelle de la France entière et pour les cultures pour lesquelles des données de pertes potentielles et/ou réelles de rendement sont disponibles. Le prix utilisé dans nos calculs est le prix moyen annuel de vente du produit agricole (prix payés aux producteurs). Dans le cas où le bioagresseur est présent uniquement sur une partie du territoire français, la surface utilisée est circonscrite à la surface de cette zone (surface exposée). A partir de cet indicateur sont estimés d'autres indicateurs comme la perte économique par ha et la perte économique moyenne interannuelle. Deux types de pertes économiques sont estimés à savoir la perte économique potentielle associée au dommage potentiel et la perte économique réelle associée au dommage réel (voir section 1.1.1).

1.1.4. Description des données mobilisées

Plusieurs jeux de données issues de documents de nature diverse ont été mobilisés pour identifier et caractériser les principaux bioagresseurs des différentes cultures et analyser les enjeux économiques associés (Tableau 1-2 et Encadré 1-1). Ces données peuvent être regroupées en quatre grands types :

- (i) Les rapports des ESCo antérieures réalisées par l'INRA, à savoir l'ESCO « Pesticides, agriculture et environnement » de 2005 réalisée avec le Cemagref (Aubertot *et al.*, 2005) et l'étude Ecophyto R&D de 2010 (Butault *et al.*, 2010). Ces travaux s'inscrivent dans l'enjeu global de réduction de l'utilisation des pesticides et constituent une base sur laquelle nous nous sommes appuyés pour identifier les principaux bioagresseurs présents en France et construire la méthodologie d'analyse de cette section.
- (ii) Des articles scientifiques permettant de faire une brève synthèse bibliographique de la nuisibilité des bioagresseurs telle que décrite dans la littérature, d'identifier des méthodes de calcul des dommages et des pertes économiques, et de collecter les données de dommages qui ont servi à estimer les pertes économiques décrites dans ce rapport.
- (iii) Les rapports des Instituts Techniques Agricoles (ITA), dont principalement Arvalis, l'ITAB, l'ITB, l'IFV, FN3PT et Terres Inovia. Ces rapports contiennent, entre autres, des fiches de bioagresseurs de différentes cultures permettant ainsi de compléter la liste des principaux bioagresseurs déjà construite dans les ESCo antérieures, et des données sur les essais conduits pour évaluer les dommages des maladies fongiques et adventices des céréales à paille (Rapports Arvalis).
- (iv) Les données statistiques (Agreste, FranceAgriMer, FAOSTAT) sur les pratiques culturales, les productions, les surfaces, les rendements et les prix de différents produits agricoles. Ces données sont utilisées principalement pour l'estimation des pertes économiques associées aux principaux bioagresseurs identifiés dans cette étude.

Tableau 1-2. Sources et description des données collectées pour cette analyse

Types de données	Contenus des données	Utilisation des données
Rapports et articles scientifiques		
Rapports Aubertot <i>et al.</i> (2005), Butault <i>et al.</i> (2010)	Typologie des principaux bioagresseurs par culture et méthode d'estimation des dommages.	Base de départ pour identifier les principaux bioagresseurs présents en France.
Plusieurs articles scientifiques (voir section « Références » et Encadré 1-1)	Littérature sur les impacts des bioagresseurs de différentes cultures, méthodes de calcul des dommages et pertes, données de dommages réels/potentiels causés par les bioagresseurs.	Synthèse sur la nuisibilité des bioagresseurs (chaîne dégâts dommages et pertes), utilisation des méthodes et des données de dommages pour les calculs des pertes économiques en France.
Rapports des Instituts Techniques Agricoles		
ARVALIS (Fiches bioagresseurs et résultats d'essais : collection choisir et décider)	Fiches de bioagresseurs pour certaines grandes cultures . Données de dommages potentiels estimés pour les maladies foliaires et les adventices du blé et de l'orge à travers les essais.	Données pour compléter la liste des bioagresseurs des grandes cultures identifiés dans l'ESCo INRA et Ecophyto R&D. Calculs des pertes économiques potentielles avec les données de dommages potentiels.
ITAB (Brochure – connaître et maîtriser les adventices en grandes cultures sans herbicides)	Fiches récapitulant les adventices majeures des grandes cultures .	Données pour compléter la liste des adventices présentes en grandes cultures
ITB (Fiches bioagresseurs)	Principaux bioagresseurs, leurs caractéristiques et les dommages potentiels qu'ils causent sur la betterave . Statistiques des prix de vente de la betterave.	Données pour compléter la liste des principaux bioagresseurs et estimer la valeur économique pour la filière betterave.
FN3PT (Fiches techniques maladies et ravageurs)	Classement des bioagresseurs de la pomme de terre avec une description des symptômes et des méthodes de lutte.	Données pour compléter la liste des bioagresseurs de la pomme de terre.
IFV (Fiches pratiques en viticulture, maladies de la vigne et ravageurs)	Liste des maladies et ravageurs de la vigne avec une description des symptômes et des méthodes de lutte.	Données pour compléter la liste des bioagresseurs de la vigne.
Terres Inovia (Guide des cultures colza, tournesol, soja, pois, féverole)	Présentation des bioagresseurs des cultures oléagineuses et protéagineuses en distinguant ceux qui sont majeurs de ceux secondaires.	Données pour compléter la liste des bioagresseurs des cultures oléagineuses et protéagineuses.
Données statistiques		
Agreste agreste.fr/stat	Données de productions, surfaces et rendements agricoles depuis 2000. Données des enquêtes des pratiques culturales (2011 à 2018)	Analyse des pressions des bioagresseurs. Calcul des pertes économiques causées par les bioagresseurs des cultures.
FranceAgriMer franceagrimer.fr	Données des prix des produits céréaliers et oléagineux de 2005 – 2020	Calcul des pertes économiques liées aux bioagresseurs des grandes cultures
FAOSTAT fao.org/faostat	Données des prix et rendements de la pomme de terre	Calcul des pertes économiques liées aux bioagresseurs de la pomme de terre

Encadré 1-1. Stratégie de constitution du corpus bibliographique

La rédaction de ce chapitre est basée principalement sur des données de la littérature grise collectées sur les sites web des Instituts Techniques Agricoles (ITA) en France. Cette littérature regroupe les informations sur les types de bioagresseurs présents en France, les méthodes de lutte et quelques données de dommages associés à ces bioagresseurs. Ces données ont été complétées par une revue de littérature académique qui visait à identifier les études décrivant la relation dégâts-dommages-perdes économiques causés par les bioagresseurs et les méthodes qui permettent de les quantifier, et à collecter des données de dommages sur les principaux bioagresseurs.

Quelques références clés nous ont été fournies par des experts épidémiologistes consultés spécifiquement. Ces documents sont des études estimant les dommages causés par les bioagresseurs de quelques grandes cultures (blé, orge, pomme de terre, maïs, colza et tournesol). Ensuite, nous avons identifié (sur Google Scholar en saisissant les DOI ou titres complets) et utilisé quelques documents cités dans ces références clés et qui contiennent des données de dommages.

Il y a plus d'études sur le blé (évaluation de dégâts et dommages liés aux bioagresseurs), quelques-unes sur l'orge (sévérité et dommages liés aux maladies), pomme de terre, vigne et canne à sucre (ces études n'estiment pas de dommages). Pour le reste des cultures (notamment arboriculture et cultures légumières), les requêtes n'ont pas permis d'identifier des études pertinentes évaluant des dommages causés par les bioagresseurs.

Pour l'estimation des pertes économiques associées aux pertes de rendement sur les céréales à paille et la pomme de terre, nous mobilisons essentiellement les données d'Arvalis, institut spécialisé sur les céréales à paille et pomme de terre en France. Ces données portent sur des pertes potentielles de rendement (pertes subies en absence de protection). Elles proviennent d'essais de fongicides (Arvalis, 2021a) et d'herbicides (Cordeau *et al.*, 2016) conduits par Arvalis et ses partenaires (Chambres d'agriculture, INRAE, ACTA, etc.) dans des parcelles « test » réparties dans plusieurs régions du pays. Ces essais sont réalisés au sein d'un réseau appelé « Réseau Performance »⁵ (débuté en 2004) dont l'objectif est d'analyser l'évolution dans le temps de la résistance variétale aux maladies fongiques. Ces essais impliquent deux principaux types de modalités : traitées et non traitées. Les parcelles des essais « maladie » bénéficient d'itinéraires techniques optimaux en ce qui concerne l'utilisation de traitements herbicides et insecticides pour contrôler au maximum les effets des adventices et des ravageurs. Par ailleurs, seules les maladies fongiques faisant l'objet d'analyse ne sont pas ciblées par les traitements fongicides dans les modalités « non traités ». Dans toutes les parcelles (traitées ou non traitées), les autres paramètres (fertilisation, irrigation...) sont également gérés de façon optimale. Les variétés utilisées sont celles représentatives des plus cultivées par les agriculteurs de chaque région. Le niveau de résistance des variétés du Réseau Performance a évolué dans le temps. Dans les premières années (début des années 2000), les variétés utilisées étaient plus sensibles aux maladies mais ces dernières années, des variétés de plus en plus résistantes sont utilisées. Le nombre d'essais fongicides est en baisse tendancielle dans le temps (56 essais en 2017, 34 essais en 2020). Le dommage causé par les maladies dans ces essais est calculé comme l'écart entre le rendement moyen des parcelles traitées et le rendement moyen des parcelles non traitées (Gouache *et al.*, 2013). Cet écart est attribuable uniquement au dommage des maladies fongiques analysées. Pour les essais sur le blé, la perte est « à dominante septoriose » parce qu'elle est la principale maladie et la plus dommageable (Garnault *et al.*, 2021). Ces données estiment des niveaux de dommages potentiellement hauts parce que les conditions et pratiques culturales dans ces essais favorisent un rendement maximal (en moyenne 100 q/ha), supérieurs à ceux obtenus par les agriculteurs habituellement (d'autant plus que les mesures sont effectuées au cœur de micro-parcelles, éliminant ainsi les effets de bordure des mesures de rendement). Cependant, ces données restent pertinentes parce que les essais ne sont pas conduits dans le but de maximiser à tout prix l'expression de la maladie pour tester les limites de l'efficacité des produits chimiques. Elles donnent une estimation haute des dommages potentiels que peuvent causer les maladies fongiques sur le blé. Les pertes économiques potentielles associées à ces dommages potentiels sont donc à interpréter avec précaution et à utiliser tout en gardant à l'esprit qu'elles correspondent à des estimations « hautes » des pertes de rendement.

⁵ D'autres essais sont faits à savoir ceux du GEVES (Groupe d'Étude et de contrôle des Variétés Et des Semences), mais ils concernent principalement des tests l'inscription de nouvelles variétés. Les résultats de ces essais ne sont pas utilisés ici car que les variétés faisant l'objet de ces tests ne sont pas nécessairement représentatives de celles que les agriculteurs utilisent.

Dans les essais d'herbicides, le protocole expérimental est similaire à celui des essais fongicides. En plus, ils sont toujours conduits en conditions naturelles d'apparition et de développement des adventices et ne cherchent pas à favoriser spécialement leur prolifération. Pour les résultats sur les dommages causés par les adventices, nous mobilisons ceux publiés par Cordeau *et al.* (2016) : ces auteurs expliquent que plusieurs essais sont conduits (en moyenne 63 essais pour le blé tendre) dans le but de tester les modalités de désherbage chimique sur une flore choisie dans laquelle les espèces dominantes sont listées. Les écarts de rendement entre parcelles traitées et non traitées sont estimés dans chaque essai à partir d'un modèle linéaire prenant en compte les effets bloc et traitement. Ces écarts estiment les pertes potentielles de rendement causées par la flore adventice sur le blé tendre en France.

Ces estimations dans les essais fongicides et herbicides sont des pertes moyennes. Les données ne fournissent pas d'informations sur les pertes extrêmes (notamment maximales) auxquelles un agriculteur peut être confronté pendant les mauvaises années. Ces données ne permettent pas d'analyser la distribution des pertes autour des valeurs moyennes. Nos estimations des pertes économiques associées sont donc aussi des valeurs moyennes et ne permettent pas de prendre en compte l'incertitude liée aux préférences des agriculteurs et de leurs décisions de traitements phytosanitaires.

1.2. Bioagresseurs des grandes cultures

Dans la catégorie grandes cultures, nous présentons les principaux bioagresseurs des céréales à pailles (blé, orge, avoine, triticale et seigle), du maïs, de la pomme de terre, de la betterave, des oléagineux (colza, tournesol, et lin) et des protéagineux (pois et fève). Pour certaines cultures, nous présentons également des quantifications de dommages et estimons les pertes économiques potentielles et réelles associées à ces bioagresseurs, lorsque les données le permettent.

1.2.1. Bioagresseurs des céréales à pailles

1.2.1.1. Présentation des principaux bioagresseurs des céréales à pailles

Les principaux bioagresseurs des céréales à pailles (blé, orge, avoine, triticale et seigle) ainsi que les principales méthodes de protection agronomique et chimique mises en œuvre sont détaillées en Annexe 1-1-1. On distingue cinq grands types de bioagresseurs que sont les virus, les champignons, les insectes, les gastéropodes et les adventices. Des analyses sont faites sur les cas du blé tendre et de l'orge d'hiver, cultures sur lesquelles, nous disposons de données détaillées.

Blé tendre

En culture de blé (tendre), les **maladies fongiques** (septoriose, fusariose, piétins verse et échaudage, rouilles jaune et brune, oïdium) sont les principaux bioagresseurs rencontrés, et les plus nuisibles (Arvalis, 2020, 2021a). Selon les enquêtes des pratiques culturales de 2017, 55% de la surface de blé tendre a connu une pression forte à moyenne de la septoriose, 38% pour les rouilles, 34% pour la fusariose et 19% pour le piétin verse (Agreste, 2021a). En plus de ces maladies, le blé tendre est également exposé à une pression importante de la **flore adventice**. Environ 60% de la surface de blé tendre a fait face à une pression forte à moyenne des adventices en 2017 (Agreste, 2021a).

Mêmes si des méthodes agronomiques sont déployées pour contrôler ces bioagresseurs, la lutte chimique reste une pratique très utilisée. L'indicateur de fréquence de traitements (IFT) fongicide et herbicide du blé tendre représentent 63% de l'IFT total/an (Tableau 1-3), ce qui confirme l'importance des maladies fongiques et des adventices. À cela s'ajoutent les traitements de semence qui sont souvent constitués de produits visant à lutter contre les maladies fongiques du blé tendre. Notons toutefois que les produits phytosanitaires ont une efficacité limitée sur certaines maladies comme la fusariose de l'épi et le piétin échaudage tandis que d'autres, comme le piétin verse, ne nécessitent pas de traitement chimique au-delà d'un certain niveau de résistance variétale (Annexe 1-1-1).

Tableau 1-3. Évolution de l'Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT) du blé tendre entre 2011 et 2017 en France métropolitaine

	2011	2014	2017
IFT fongicide	1,5	1,7	1,6
IFT herbicide	1,4	1,7	1,8
IFT insecticide	0,4	0,1	0,2
IFT autre	0,4	0,5	0,6
IFT sur semence	0,9	1	0,9
IFT total	4,6	5	5,1

Sources : Enquêtes pratiques culturales (Agreste, 2019b, 2021a)

Orge

En culture d'orge, la situation phytosanitaire et parasitaire est similaire à celle du blé tendre. Les **maladies fongiques** (rhynchosporiose, ramulariose, helminthosporiose, rouille naine, oïdium et grillures) sont les principaux bioagresseurs rencontrés et les plus nuisibles (Arvalis, 2020, 2021a). Selon les enquêtes des pratiques culturales 2017, 47% de la surface de l'orge a connu une pression forte à moyenne de l'helminthosporiose, 47% pour la rhynchosporiose, 28% pour les rouilles et 28% pour l'oïdium (Agreste, 2021a). De même, l'orge subit une pression importante de la **flore adventice**. En 2017, plus de 50% de la surface de l'orge était sous une pression forte à moyenne de la flore adventice (Agreste, 2021a). Les IFT fongicide et herbicide demeurent les postes qui mobilisent le plus de produits phytosanitaires avec respectivement plus de 25% et 35% de l'IFT total, suivi de l'IFT semence (plus de 20% de l'IFT total) (Tableau 1-4).

Tableau 1-4. Évolution de l'Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT) de l'orge entre 2011 et 2017 en France métropolitaine

	2011	2014	2017
IFT fongicide	1,1	1,1	1,1
IFT herbicide	1,4	1,6	1,7
IFT insecticide	0,1	0,1	0,1
IFT autre	0,4	0,5	0,5
IFT sur semence	1	0,9	0,9
IFT total	4	4,3	4,4

Sources : Enquêtes pratiques culturales (Agreste, 2019b, 2021a)

1.2.1.2. Pertes causées par les bioagresseurs sur le blé

Pour évaluer les pertes économiques engendrées par les dommages causés par les bioagresseurs, nous avons collecté des données de pertes de rendement provenant de la littérature scientifique et des Instituts Techniques Agricoles (Tableau 1-5). Ces données, extraites de différentes sources et méthodologies d'estimation, présentent donc une certaine hétérogénéité qui impose de les interpréter avec prudence (*cf.* section 1.1.5). Ici, notre objectif est de donner des ordres de grandeur et des indications générales sur les pertes économiques dans chaque filière.

Pertes de rendement

D'après les données collectées (Tableau 1-5), les essais réalisés en France par le Réseau Performance d'Arvalis montrent des **pertes potentielles** de 1,64 t/ha liées aux **maladies fongiques** en moyenne entre 2002 et 2020 (Arvalis, 2021a) avec une importante variabilité interannuelle (voir Encadré 1-2) et de 2,6 t/ha liées aux **adventices** en moyenne entre 1993 et 2015 (Cordeau *et al.*, 2016). Du fait du protocole défini pour ces essais (section 1.1.5), ces résultats fournissent des estimations hautes des pertes potentielles. Ils restent cependant comparables à d'autres estimations.

Sur la base de données d'expérimentations conduites entre 1995 et 2012, Hossard *et al.* (2015) ont montré à travers des régressions quantile et stochastique, qu'en absence d'usage de produits phytosanitaires (IFT = 0), les pertes de rendement étaient comprises entre 2 et 2,3 t/ha. Comme souligné par ces auteurs, ces pertes sont attribuables aux bioagresseurs (maladies, adventices et ravageurs) qui ont affecté les parcelles non traitées, mais d'autres facteurs (manque d'eau, température, gel) peuvent avoir impacté aussi les rendements. Ces pertes sont les écarts entre le rendement réel, c'est-à-dire le rendement obtenu avec le niveau de traitements phytosanitaires (de l'époque) sur le blé d'hiver (IFT = 4,1) et le rendement obtenu en absence de traitements phytosanitaires (IFT = 0). Cet écart est en partie attribuable à l'effet de la protection phytosanitaire et donne donc une indication sur les pertes de rendement que peuvent causer les bioagresseurs en absence de traitements chimiques. Une autre comparaison simple effectuée entre les rendements du blé tendre en agricultures conventionnelle (données Agreste.fr) et biologique (données FranceAgriMer.fr) montre que l'écart moyen annuel entre ces deux types de rendements est d'environ 4,2 t/ha entre 2009 et 2018. Cet écart n'est pas attribuable uniquement aux effets des bioagresseurs : les rendements réduits obtenus en agriculture biologique s'expliquent aussi par l'absence de fertilisation minérale.

Tableau 1-5. Pertes directes de rendement causées par les bioagresseurs du blé

Sources, zone d'étude et années des données	Bioagresseurs considérés	Méthodes d'estimation	Résultats des estimations des pertes de rendement
Données Arvalis et partenaires			
(Arvalis, 2021a) France, blé d'hiver 2002 – 2020	Principales maladies fongiques à dominante septoriose (septoriose, piétins, rouilles, oïdium et fusariose)	Essais fongicides de parcelles traitées (T) et non traitées (NT). La perte de rendement est estimée comme l'écart (T-NT).	Perte potentielle : 1,64 t/ha
(Cordeau <i>et al.</i> , 2016) France, blé d'hiver 1993 – 2015	Flore adventice	Essais herbicides – blocs de parcelles traitées et non traitées. Calcul de l'écart (T-NT) à partir d'un modèle linéaire prenant en compte les effets bloc et traitement.	Perte potentielle : 2,6 t/ha
Données d'autres sources scientifiques			
(Hossard <i>et al.</i> , 2015) France, blé 1995 – 2012	Tous les bioagresseurs	Régressions quantile et stochastique de données expérimentales pour estimer la perte de rendement en absence d'utilisation de produits phytosanitaires.	En absence l'usage de pesticides (IFT = 0), la perte de rendement serait de 2 à 2,3 t/ha par rapport au rendement obtenu avec le niveau réel d'usage des pesticides à l'époque (IFT = 4,1) (soit 24,3 à 33% du rendement réel).
(Oerke, 2006) Plusieurs zones dont l'Europe du Nord-Ouest (incluant la France), Blé 2001 – 2003	Maladies, virus, ravageurs (insectes, nématodes et autres) et adventices	Modélisation linéaire sur la base de données de la littérature et d'expérimentations fournies par des firmes agrochimiques	Perte potentielle totale : 44% du Ya Perte réelle totale : 14% du Ya dont 3% liée aux adventices.
(Devaud et Barbu, 2019) France, blé d'hiver 2009 – 2016	Maladies (septoriose, rouilles, oïdium, fusariose, piétins, helminthosporiose) et ravageurs (insectes et limaces)	Modélisation statistique du rendement atteignable à partir de données météorologiques et pédologiques.	Perte réelle totale : 0,5 t/ha dont 0,2 t/ha liée à la septoriose
(Willoquet <i>et al.</i> , 2018) France, blé d'hiver 2004 – 2008	Principales maladies (septoriose, fusariose de l'épi, rouilles et l'oïdium)	Modélisation combinée avec des données expérimentales pour simuler en 3 étapes les niveaux de Ya, de Y et de la perte de rendement (Ya-Y)	Perte réelle totale : 0,8 t/ha dont 0,66 t/ha liée à la septoriose ; 0,06 t/ha à la rouille brune ; 0,04 t/ha à la rouille jaune ; 0,044 t/ha à la fusariose ; 0,016 t/ha à l'oïdium
(Savary <i>et al.</i> , 2019) Plusieurs zones dont l'Europe du Nord-Ouest (incluant la France), Blé 2010 – 2014	Maladies et ravageurs (insectes et autres)	Collecte de données à dire d'experts en santé des plantes sur les bioagresseurs, le niveau des pertes (en %), la fréquence des pertes (ne se produit pas, se produit chaque saison, une saison sur deux, etc.) et estimation de pertes à l'aide de moyenne pondérée.	Perte réelle totale : 24,9% du Ya dont 5,5% liée à la septoriose ; 5,8% à la rouille jaune ; 3,2% à la jaunisse nanisante ; 2,5% à la rouille brune ; 2,2% à l'oïdium ; 1,9% au tan spot ; 1,8% à la fusariose

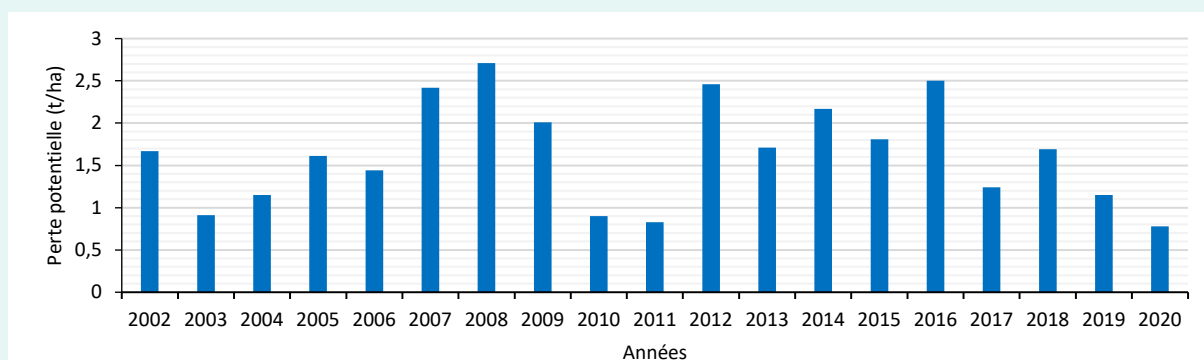
NB : Ya = rendement atteignable, Y = rendement réel.

Des comparaisons en relatif (%) peuvent aussi être faites. Les pertes estimées (2 – 2,3 t/ha) par Hossard *et al.* (2015) correspondent à 24,3 – 33% du rendement obtenu dans leurs expérimentations avec le niveau d'IFT de l'époque (IFT = 4,1) du blé d'hiver (rendement réel). Les pertes estimées dans le Réseau Performance d'Arvalis liées aux maladies fongiques (1,64 t/ha) et aux adventices (2,6 t/ha) représentent respectivement 23,1% et 36,6% de la moyenne du rendement réel en blé au niveau national (7,1 t/ha). Les estimations de Oerke (2006) montrent qu'en fonction des régions considérées, les pertes potentielles sont comprises entre 18 et 29% du rendement atteignable (Ya) pour les adventices et entre 12 et 20% pour les maladies.

Encadré 1-2. Évolution de la pression parasitaire et des pertes potentielles de rendement sur le blé d'hiver

La Figure 1 présente les pertes potentielles causées par le complexe parasitaire du blé tendre (dominé par la septoriose à *Zymoseptoria tritici*) entre 2002 et 2020 estimées dans le cadre des essais du Réseau Performance développé par Arvalis en France. Elle donne également une indication de l'évolution de la pression des maladies fongiques au cours des deux dernières décennies. Durant cette période, les pertes potentielles moyennes sont estimées à 1,64 t/ha avec une variabilité importante d'une année à l'autre. Le blé a été davantage exposé aux maladies en 2007, 2008, 2009, 2012, 2014 et 2016. Ce sont des années pendant lesquelles le dommage potentiel a dépassé 2 t/ha avec des pertes records en 2008 (2,71 t/ha) et en 2016 (2,5 t/ha). Les dommages varient en fonction des conditions climatiques annuelles car la dynamique épidémique de la septoriose dépend de la fréquence des précipitations au moment de la montaison du blé (Arvalis, 2021a). Le printemps 2012 a connu des épisodes pluvieux continus qui ont entraîné des contaminations importantes de la septoriose entraînant une des pertes potentielles les plus élevées de la dernière décennie (2,46 t/ha) (Arvalis, 2013a). En revanche, 2020, marquée par un manque de précipitations à partir de mars qui a permis de ralentir l'épidémie de la septoriose, a été une des années les moins nuisibles des deux dernières décennies (0,78 t/ha de dommage potentiel) (Arvalis, 2021a).

Figure 1. Pertes potentielles de rendement (t/ha) du blé tendre liées aux maladies (dominante septoriose) de 2002 à 2020. Source : données Arvalis (2020) et (2021a).



Les pertes potentielles de rendement du blé varient également selon les régions (Tableau 1).

Tableau 1. Pertes potentielles moyennes, minimum et maximum causées par les maladies (dominante septoriose) entre 2000 et 2019 comparées à la production moyenne de blé tendre entre 2000 et 2020, par région

	Nuisibilité (t/ha) sur le blé tendre				Production annuelle de blé tendre
	2000-2012	2012-2019			2000-2020
	Moy.	Moy.	Min.	Max.	Moyenne (millions t)
Île-de-France	1,83	1,72	0,59	3,03	1,85
Centre-Val de Loire	1,55	1,83	0,68	2,99	4,69
Bourgogne-Franche-Comté	1,34	1,44	0,39	2,45	2,46
Normandie	2,10	2,45	1,44	3,66	3,64
Hauts-de-France	1,82	2,07	1,3	2,9	6,84
Grand Est	1,22	1,37	0,72	2,41	4,96
Pays de la Loire	2,01	1,64	0,89	2,88	2,45
Bretagne	2,41	2,35	1,31	3,37	2,08
Nouvelle-Aquitaine	1,57	1,73	0,91	2,42	3,08
Occitanie	1,41	2,73	1,86	3,47	1,30
Auvergne-Rhône-Alpes	1,12	2,15	0,76	3,64	1,30
Provence-Alpes-Côte d'Azur	1,29	-	-	-	0,03

NB : Nous avons recalculé les données de nuisibilité dans certaines régions (moyenne des anciennes régions fusionnées) afin d'harmoniser le découpage avec celui présenté sur Agreste pour les données agricoles régionales. Source : La nuisibilité moyenne interannuelle de 2000 – 2012 provient du site d'Arvalis-infos.fr/maladies. Nous avons calculé celle de 2012 à 2019 à l'aide des données des rapports (Arvalis, 2013a, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020). Les moyennes interannuelles de la production du blé tendre sont calculées à partir des données Agreste.fr.

Sur la période 2012-2019, les données montrent que les régions les plus exposées aux maladies étaient plutôt celles situées au Nord et Nord-Ouest (Bretagne, Normandie et Hauts-de-France) et vers le Sud comme l'Occitanie et l'Auvergne-Rhône-Alpes. Dans ces régions, les pertes potentielles moyennes sur cette période étaient supérieures à 2 t/ha par an, avec une valeur maximale de plus de 3 t/ha certaines années. Parmi ces régions, les Hauts-de-France et la Normandie font partie des cinq grandes zones productives de blé tendre avec une production annuelle moyenne respective de 6,84 millions et 3,64 millions de tonnes. Dans les régions du Nord, les dommages potentiels moyens étaient à un niveau quasi similaire à la décennie précédente (années 2000) alors que dans celles du Sud, ils semblaient plus élevés. Par exemple en Occitanie, la moyenne annuelle est passée de 1,41 t/ha à 2,73 t/ha. Dans les autres grandes régions productives (Centre-Val de Loire, Nouvelle-Aquitaine) et en l'Île-de-France comme au Pays de la Loire, le dommage potentiel moyen annuel sur la période 2012-2019 était à plus de 1,6 t/ha et supérieur à la moyenne nationale.

En France, la **perte réelle de rendement liée aux maladies fongiques** (septoriose, rouilles, oïdium, fusariose, piétins, helminthosporiose) et ravageurs (insectes et limaces) sur le blé d'hiver est estimée à 0,5 t/ha (Devaud et Barbu, 2019). Une autre estimation des pertes réelles causées par les principales maladies (septoriose, fusariose de l'épi, rouilles et l'oïdium) s'élève à 0,8 t/ha (Willocquet *et al.*, 2018). Cet écart entre les deux valeurs s'explique par la différence des bioagresseurs considérés et surtout par le fait que Willocquet *et al.* (2018) ont utilisé un modèle mécaniste qui conduit à une maximisation des pertes liées aux bioagresseurs en raison de la difficulté à intégrer dans le modèle l'efficacité des traitements phytosanitaires (Devaud et Barbu, 2019). La perte de 0,8 t/ha peut être donc perçue comme la limite théorique maximale de la perte réelle causée par les maladies fongiques malgré la protection alors que celle de 0,5 t/ha correspond à la perte moyenne constatée sur le terrain dans les conditions de traitements des bioagresseurs actuels en France métropolitaine (entre 5 et 10 % du rendement, en fonction des départements). Il faut noter que le niveau de pertes réelles de 0,8 t/ha, s'il est retenu, est inférieur de moitié à la perte potentielle de rendement estimé à 1,64 t/ha. Malgré le traitement aux fongicides, les effets des maladies sur le blé tendre ne sont donc pas totalement annihilés. Ceci pourrait notamment s'expliquer par l'impact de la septoriose dont le contrôle reste partiel comparativement aux autres maladies du blé (Devaud et Barbu, 2019). D'autres estimations réalisées par Oerke (2004) ont montré que la perte réelle de rendement causée par les bioagresseurs sur le blé en Europe (Nord-Ouest) est de 14% du rendement atteignable (Ya). Cela représente presque la moitié des pertes réelles de 25% attribuables aux maladies et insectes estimées par Savary *et al.* (2019). L'étude de Savary *et al.* (2019) a utilisé des données collectées auprès de phytopathologistes de chaque pays. Comme ils le soulignent, elle présente un risque de sous- ou surestimation par les experts de l'effet d'un bioagresseur.

La septoriose est considérée comme la maladie la plus dommageable sur blé en Europe (Fones et Gurr, 2015) et en France (Savary *et al.*, 2016 ; Willocquet *et al.*, 2018 ; Arvalis, 2017, 2021a) en raison de son occurrence et de sa nuisibilité élevées. Des essais réalisés en France sur des milliers de parcelles de blé tendre entre 2003 et 2010 ont révélé une présence annuelle régulière de la septoriose avec une sévérité plus élevée comparativement à des maladies (rouilles brune et jaune, fusariose et oïdium) dont les occurrences étaient plus irrégulières (Savary *et al.*, 2016, 2017). Selon les estimations de Savary *et al.* (2019), la perte réelle causée par la septoriose sur le blé est d'environ 5,5% du rendement atteignable (Ya) en Europe du Nord-Ouest. En France, elle est considérée comme le principal facteur de perte de rendement du blé d'hiver, avec une perte réelle comprise entre 0,2 t/ha (Devaud et Barbu, 2019) et 0,66 t/ha (Willocquet *et al.*, 2018) et qui représente donc 25 – 82,5% de la perte réelle totale causée par l'ensemble des principales maladies fongiques (0,8 t/ha).

La **perte réelle attribuable aux adventices** est estimée au minimum à 3% du rendement atteignable, pouvant aller jusqu'à 13% selon les régions considérées (Oerke, 2006). La perte de 3% liée aux adventices représente en France environ 0,25 – 0,30 t/ha du rendement atteignable (8 – 9,5 t/ha (Willocquet *et al.*, 2018)). On passe donc potentiellement de 2,6 t/ha à une perte réelle qui pourrait avoisiner 0,3 t/ha, soit une réduction de 88%. En absence de données d'expérimentations, cela donne une indication de l'efficacité des traitements herbicides. Il est à noter aussi que cette estimation des pertes liées aux adventices a été faite au niveau européen et pourrait être différente en France.

Pertes économiques

Pour rappel, les pertes économiques réelles sont celles que la filière blé tendre en France subit malgré l'application de mesures de protection. Les pertes potentielles sont celles qu'aurait pu subir la filière en absence

de protection. Nous estimons les pertes économiques en nous appuyant sur les données de pertes de rendement collectées à travers la littérature et les essais Arvalis (Tableau 1-6) et présentées ci-dessus. Sur la base de ces données, nous considérons que les pertes potentielles de rendement sont de 1,64 t/ha pour les maladies fongiques et de 2,6 t/ha pour les adventices. La perte réelle causée par les maladies fongiques est comprise entre 0,5 t/ha et 0,8 t/ha, dont 0,2 à 0,7 t/ha imputable à la septoriose. La perte réelle liée à la flore adventice est de 0,25 – 0,30 t/ha. Les résultats de nos estimations des pertes économiques liées à ces dommages sont résumés dans le Tableau 1-6 (voir annexe 1-2-1 pour le détail des calculs économiques).

En absence de traitements fongicides, la filière blé tendre en France (5 millions ha en moyenne par an entre 2015 et 2019) subirait en moyenne une perte économique potentielle annuelle estimée à 1,25 milliard d'euros du fait de l'impact des maladies fongiques (Tableau 1-6). La perte économique potentielle varie selon la résistance des variétés cultivées aux maladies fongiques (Encadré 1-3). En absence de traitements herbicides, cette perte potentielle s'élèverait à environ 2 milliards d'euros du fait de l'impact de la flore adventice. Cela représente respectivement environ 23% et 36% de la production annuelle moyenne en valeur du blé tendre (5,4 milliards d'euros), soulignant ainsi un enjeu économique majeur.

Avec les traitements phytosanitaires, la perte économique réelle pour la filière est estimée entre 190 et 230 millions d'euros par an en moyenne du fait des adventices, et entre 380 et 600 millions d'euros par an en moyenne du fait des maladies fongiques, soit environ 5% à 15% de la production en valeur de la filière (Tableau 1-6). Si l'emploi des herbicides divise environ par 10 les pertes pour la filière, liées aux adventices, l'emploi des fongicides ne fait baisser la perte que d'environ 50%. Cela est lié comme expliqué plus haut au fait que le contrôle des maladies fongiques n'est pas total, en particulier la septoriose dont la perte réelle est estimée à elle seule entre 150 et 530 millions d'euros par an. Ces pertes économiques attribuables à la septoriose sont proches de celles estimées par Fones et Gurr (2015) : selon ces auteurs, la perte économique réelle (pour un dommage de 5 à 10%) est estimée pour la septoriose du blé à entre 350 et 700 millions d'euros en France, entre 250 et 500 millions d'euros en Allemagne, et entre 120 et 240 millions d'euros aux Royaume-Uni. Ceci confirme donc l'importance de cette maladie en France et en Europe.

Tableau 1-6. Estimation des pertes économiques causées par les principaux bioagresseurs sur le blé tendre

	Valeurs monétaires	
	Valeurs moyennes annuelles de 5 ans (2015 – 2019)	
	millions d'euros	euros/ha
Production réelle	5427	1080
Pertes économiques potentielles		
Maladies fongiques (dommage de 1,64 t/ha)	1247	248
Flore adventice (dommage de 2,6 t/ha)	1976	393
Pertes économiques réelles		
Maladies fongiques (dommage de 0,5 – 0,8 t/ha)	380 – 608	76 – 121
Septoriose (dommage de 0,2 – 0,7 t/ha)	152 – 532	30 – 106
Flore adventice (dommage de 0,25 – 0,30 t/ha)	190 – 228	38 – 45

NB : * données Arvalis (Arvalis, 2021a). Source : Estimations des auteurs.

Encadré 1-3. Résistance variétale et pertes économiques potentielles sur le blé tendre

En 2017, les dommages potentiels estimés pour trois profils variétaux étaient en moyenne de 0,986 t/ha pour le profil S-MS-R (sensible à la septoriose, moyennement sensible à la rouille brune et résistant à la rouille jaune), 0,708 t/ha pour le profil MS-R-R (moyennement sensible à la septoriose, résistant à la rouille brune et à la rouille jaune) et de 0,608 t/ha pour le profil R-R-R (résistant aux trois maladies) (Arvalis, 2018). En considérant que chacun de ces profils est utilisé sur l'ensemble de la surface de blé tendre de 2017 (4,96 millions d'ha) et au prix de vente de 143 €/t (2017), la perte économique potentielle estimée pour la filière serait de 700 millions d'euros pour le S-MS-R, 500 millions d'euros pour le MS-R-R et 430 millions d'euros pour le R-R-R. Ces pertes montrent l'importance du choix variétal dans la lutte contre les maladies fongiques. Les pertes à l'hectare sont respectivement de 141 euros, 101 euros et 87 euros et diminuent donc en fonction de la résistance à la septoriose.

1.2.1.3. Pertes causées par les bioagresseurs sur l'orge

Les pertes de rendement causées par les bioagresseurs sur l'orge sont résumées dans le Tableau 1-7. Comme pour le blé, ces données proviennent de la littérature (Oerke et Dehne, 2004 ; Devaud et Barbu, 2019) et des essais fongicides du Réseau Performance d'Arvalis dont le protocole des essais est décrit en section 1.1.5. Le Tableau 1-8 présente nos estimations des pertes économiques associées à ces pertes de rendement.

Pertes de rendement

D'après ces essais, la **perte potentielle** causée par les principales maladies fongiques (rhynchosporiose, helminthosporiose, rouille naine, ramulariose, oïdium, grillures parasitaires) sur l'orge d'hiver est en moyenne de 1,51 t/ha par an entre 2002 et 2020 (Arvalis, 2021a) avec une variabilité interannuelle importante (voir Encadré 1-4). Comme pour le blé, cette valeur est à interpréter avec prudence en tant qu'une estimation haute de la perte de rendement causée par les maladies fongiques. L'écart entre les rendements en agriculture conventionnelle (données Agreste) et en agriculture biologique (données FranceAgriMer) est en moyenne de 3,7 t/ha par an entre 2009 et 2018 et donne une idée de l'ampleur des pertes que les bioagresseurs pourraient causer sur l'orge. La perte potentielle liée aux maladies fongiques en Europe du Nord-Ouest est par ailleurs estimée à 12% du rendement atteignable (Oerke et Dehne, 2004).

Parmi les maladies fongiques, l'helminthosporiose est considérée comme la plus dommageable en France avec des pertes pouvant avoisiner 35% du rendement obtenu en absence de traitements fongicides. Cependant, les autres maladies telles que la rhynchosporiose, la rouille naine, les grillures parasitaires et la ramulariose constituent plus globalement une gamme de maladies qui contribuent aux dommages sur l'orge d'hiver.

La **perte réelle** causée par les maladies fongiques sur l'orge semble globalement faible. En Europe du Nord-Ouest, la perte réelle représente 5% du rendement atteignable (Oerke et Dehne, 2004). En France, les maladies de l'orge semblent être bien contrôlées, conduisant à une perte réelle de rendement considérée comme insignifiante (Devaud et Barbu, 2019).

Tableau 1-7. Pertes de rendement causées par les bioagresseurs sur l'orge d'hiver

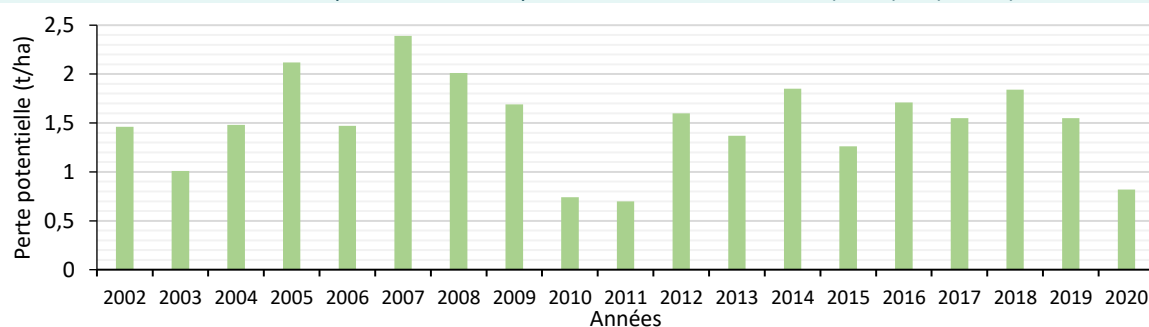
Sources, zone d'étude et années des données	Bioagresseurs considérés	Méthodes d'estimation	Résultats des estimations des pertes de rendement
Données Arvalis et partenaires			
(Arvalis, 2021a) France – orge d'hiver 2002 – 2020	Principales maladies fongiques (rhynchosporiose, helminthosporiose, rouille naine, ramulariose, oïdium, grillures)	Essais fongicides de parcelles traitées (T) et non traitées (NT). La perte de rendement est estimée comme l'écart (T-NT).	Perte potentielle : 1,51 t/ha
Données d'autres sources scientifiques			
(Devaud et Barbu, 2019) France – Orge d'hiver 2009 – 2016	Maladies (rhynchosporiose et helminthosporiose)	Modélisation statistique du rendement atteignable à partir de données météorologiques et pédologiques.	Perte réelle non significative, témoignant du fait que les mesures de contrôle sont efficaces.
(Oerke et Dehne, 2004) Plusieurs zones dont l'Europe du Nord-Ouest (incluant la France) – Orge 1996 – 1998	Maladies (champignons et bactéries), virus, ravageurs (arthropodes, limaces, etc.), et adventices	Modélisation linéaire sur la base de données de la littérature et d'expérimentations fournies par des firmes agrochimiques	Perte potentielle causée par les maladies : 12% du rendement atteignable (Ya) Perte réelle liée aux maladies : 5% de du rendement atteignable (Ya)

NB : Manque de données sur les effets des adventices.

Encadré 1-4. Évolution de la pression parasitaire et des pertes potentielles de rendement sur l'orge d'hiver

Les pertes moyennes annuelles de rendement causées par les maladies sur l'orge d'hiver en France de 2002 à 2020 sont présentées par la Figure 1. L'orge a subi en moyenne une perte de 1,51 t/ha par an au cours de cette période. La décennie 2000 a connu plusieurs années de forte pression parasitaire (2005, 2007 et 2008) pendant lesquelles le dommage potentiel annuel a dépassé 2 t/ha. L'année 2007 a enregistré la plus importante perte avec 2,4 t/ha. Pour la décennie écoulée, la pression parasitaire était à un niveau légèrement inférieur à celui des années 2000 avec des pertes annuelles de rendement ne dépassant pas les 2 t/ha. Les nuisibilités ont été plus importantes en 2014, 2016 et 2018 avec des pertes d'environ 1,7 à 1,8 t/ha. Ces maladies se développent selon des conditions climatiques variées à savoir la température, la pluie, le vent, etc. Le vent et la pluie sont propices au développement de l'helminthosporiose tandis que celui de la rhynchosporiose, aussi favorable à la pluie régulière, est freiné par des températures chaudes. Même si l'hiver 2020 a été marqué par une forte pluviométrie qui a entraîné des contaminations à l'helminthosporiose et à la rhynchosporiose, l'absence de celle-ci à partir de mi-mars a abouti à une pression modérée de ces maladies (Arvalis, 2021a). De même, les autres maladies ont été peu observées (rouille naine et l'oïdium) ou sont apparues tardivement (ramulariose et les grillures) conduisant à un dommage moyen faible (0,82 t/ha) pour l'année 2020 (Arvalis, 2021a).

Figure 1. Pertes potentielles de rendement (t/ha) sur l'orge d'hiver de 2002 à 2020 causées par les maladies.
Source : Réalisée par les auteurs à partir des données d'Arvalis (2020) et (2021a).



Pertes économiques

Les pertes économiques sur la filière orge ont été estimées sur la base des données de dommages collectées et présentées dans le Tableau 1-7. Selon ces données, nous considérons que la perte potentielle de récolte causée par les maladies fongiques est de 1,51 t/ha en moyenne par an et la perte réelle entre 0 et 0,35 t/ha. Les résultats des estimations des pertes économiques sont présentés dans le Tableau 1-8 (voir Annexe 1-2-2 pour le détail des calculs économiques). En absence de protection fongicide, la filière orge en France (1,37 million d'ha en moyenne par an entre 2015 – 2019) subirait une perte économique potentielle d'environ 300 millions d'euros par an, soit environ 25% de la production annuelle moyenne de l'orge d'hiver qui est de 1,3 milliard d'euros. La perte économique potentielle varie selon la résistance des variétés cultivées aux maladies fongiques de l'orge (voir Encadré 1-5). La protection fongicide permet de réduire cette perte potentielle de 300 millions d'euros à une perte réelle de 67 millions d'euros (environ 80% de réduction).

Tableau 1-8. Estimation des pertes économiques causées par les bioagresseurs sur l'orge d'hiver

	Valeurs monétaires	
	Valeurs moyennes annuelles de 5 ans (2015 – 2019)	
	millions d'euros	euros/ha
Production	1273	931
Pertes économiques potentielles		
Maladies fongiques (dommage de 1,51 t/ha)	293	214
Pertes économiques réelles		
Maladies fongiques (dommage de 5% du Ya)	67	49

NB : * donnée Arvalis (Arvalis, 2021a). Source : Estimations des auteurs

Encadré 1-5. Résistance variétale et pertes économiques sur l'orge d'hiver

La sensibilité des variétés utilisées est un déterminant clé de la nuisibilité des maladies sur l'orge d'hiver. Le Tableau 1 présente les résultats des dommages potentiels et des pertes économiques potentielles pluriannuels sur l'orge d'hiver (entre 2015 et 2019) selon la sensibilité des variétés à l'helminthosporiose. Pour les variétés sensibles, la perte annuelle de rendement a varié entre 1,2 et 1,8 t/ha selon les années avec une perte moyenne interannuelle de 1,7 t/ha par an. Ces dommages étaient supérieurs à ceux enregistrés dans les essais avec des variétés peu et moyennement sensibles. Dans ces essais, la nuisibilité était comprise entre 1,1 et 1,7 t/ha avec une moyenne interannuelle de 1,4 t/ha. L'écart de dommages entre les deux profils de sensibilité variétale était plus élevé en 2018 (0,7 t/ha), une année où la pression parasitaire était la plus importante des six dernières années (Figure 1 Encadré 1-4). En considérant l'un ou l'autre des profils de sensibilité, les pertes économiques potentielles sont différentes. La perte moyenne interannuelle aurait été de 322 millions d'euros avec uniquement des variétés sensibles (note < 6) et de 248 millions d'euros avec uniquement des variétés peu ou moyennement sensibles à l'helminthosporiose. L'écart des pertes économiques entre les deux profils de sensibilité est en moyenne de 73 millions d'euros par an.

Tableau 1. Dommages (t/ha) et pertes économiques (millions d'euros) sur l'orge d'hiver (2015 à 2019) selon la sensibilité variétale à l'helminthosporiose

	Données Arvalis				Nos estimations		
	Sensible (note < 6)		Peu et moyennement sensible (note > =6)		Pertes économiques (millions €)		
	Nombre essais	Domage (t/ha)	Nombre essais	Domage (q/ha)	Sensible (note < 6)	Peu et moyennement sensible (note > =6)	Ecart des pertes
2015	11	1,8	11	1,4	357	268	89
2016	6	1,8	20	1,7	393	361	32
2017	11	1,7	15	1,2	289	209	80
2018	26	1,8	7	1,1	304	178	127
2019	17	1,2	8	1,1	265	227	38
Moyenne		1,7		1,4	322	248	73

Sources : les données sur les dommages liés à la sensibilité variétale proviennent des essais d'Arvalis (Arvalis, 2020). Nous avons estimé les pertes économiques à base de ces données de dommages, des données de surface de l'orge d'hiver (Agreste) et des données de prix de l'orge (FranceAgriMer).

1.2.2. Bioagresseurs du maïs

La culture du maïs fait face à trois types principaux de bioagresseurs que sont les champignons, les insectes et les adventices. Leurs caractéristiques ainsi que les principales méthodes de luttés actuellement mises en œuvre sont détaillées en Annexe 1-1-2. Contrairement aux céréales à paille, nous n'avons pu collecter que d'une seule source les données quantifiant les dommages causés par les bioagresseurs. De plus, ces données ne concernent que deux maladies fongiques (l'helminthosporiose et la fusariose de l'épi) et proviennent des estimations du Réseau Arvalis (Verjux *et al.*, 2017) dont nous avons évoqué précédemment le protocole d'expérimentation et ses limites. L'estimation des pertes économiques associées est donc nécessairement partielle.

Les principales **maladies fongiques** du maïs sont l'helminthosporiose et la fusariose de l'épi avec des pertes potentielles sur le rendement respectivement estimées entre 0,6 et 0,8 t/ha pour la première, et entre 1 et 1,4 t/ha pour la seconde (Verjux *et al.*, 2017). En dehors des traitements en maïs semence, les maladies fongiques sont contrôlées principalement par le choix de variétés résistantes (Brunet *et al.*, 2009) et des mesures agronomiques. Cela permet de réduire les traitements phytosanitaires sur le maïs dont le niveau est l'un des plus faibles des grandes cultures (Tableau 1-9). L'IFT fongicide est très marginal tandis que l'IFT sur semence représente environ un tiers de l'IFT total.

Les principaux **insectes ravageurs** du maïs sont les pyrales, les taupins, les géomyzes et les scutigérelles (Verjux *et al.*, 2017) auxquels on pourra également ajouter les sésamies (Brunet *et al.*, 2009). En 2017, 20% de la surface du maïs fourrage et 39% de la surface du maïs grain ont connu une pression forte à moyenne des pyrales (Agreste, 2021a). Pour les sésamies, la surface sous pression était respectivement de 4% et 15%

(Agreste, 2021a). Ces insectes sont gérés par des méthodes agronomiques comme le broyage des résidus des récoltes précédentes (pyrales et sésamies) ou la fertilisation starter (taupins et scutigérelles). Des traitements insecticides sont également appliqués, notamment en végétation pour lutter contre les insectes adultes. Pour certains ravageurs comme la géomyze et l'oscinie, il n'existe aucune solution de lutte. L'IFT insecticide est très faible et ne représente qu'environ 10% de l'IFT total dans le cas du maïs grain et 5% dans le cas du maïs fourrage (Tableau 1-9).

Les **adventices** concentrent la majeure partie des traitements chimiques appliqués sur le maïs. L'IFT herbicide représente en moyenne 54% de l'IFT total maïs grain et 60% de l'IFT total maïs fourrage. Selon les enquêtes culturales de 2017, 10% de la surface de maïs grain au niveau national était soumise à une pression forte des adventices et 43% à une pression moyenne (Agreste, 2021a). Parmi les adventices, on distingue principalement les graminées estivales annuelles germant de préférence en été (digitaire sanguine, sétaires et panic pied-de-coq), les dicotylédones (*datura stramoine*) et les vivaces (*lisérons*). Le maïs est une culture à cycle court, très sensible à la concurrence des adventices mais il n'existe pas de produit permettant de lutter efficacement contre à la fois les adventices annuelles et les vivaces (Bibard et Cabeza-Orcel, 2019). Les luttes agronomiques contre les adventices sont principalement les rotations, le labour, les déchaumages estivaux et les faux-semis. Le désherbage chimique se fait en prélevée stricte (25% des surfaces de maïs), en post-levée (50% de la surface), et en pré et post levées (25% des surfaces) (Bibard et Cabeza-Orcel, 2019).

Tableau 1-9. Évolution de l'Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT) du maïs grain et du maïs fourrage entre 2011 et 2017 en France métropolitaine

	Maïs grain			Maïs fourrage		
	2011	2014	2017	2011	2014	2017
IFT fongicide	-	-	-	-	-	-
IFT herbicide	1,5	1,5	1,6	1,4	1,4	1,4
IFT insecticide	0,3	0,3	0,2	0,1	0,1	-
IFT autre	0,1	0,1	0,1	-	-	-
IFT sur semence	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
IFT total	2,8	2,9	2,8	2,3	2,4	2,4

Sources : Enquêtes pratiques culturales (Agreste, 2019b, 2021a)

Pour la filière maïs grain en France (1,4 million d'ha par an en moyenne entre 2015 et 2019), les pertes économiques potentielles associées aux dommages causés par les principales maladies fongiques du maïs (*helminthosporiose* et *fusariose* des épis) sont estimées respectivement à entre 110 et 150 millions d'euros par an pour l'*helminthosporiose* et entre 190 et 260 millions d'euros par an pour la *fusariose* de l'épi (Tableau 1-10 ; voir Annexe 1-2-3 pour le détail des calculs économiques). Cela représente environ 6 – 15% de la production en valeur de la filière maïs grain qui est de 1,7 milliard d'euros par an.

Tableau 1-10. Estimation des pertes économiques causées par les bioagresseurs sur le maïs grain

	Valeurs monétaires	
	Valeurs moyennes annuelles de 5 ans (2015 – 2019)	
	millions d'euros	euros/ha
Production	1708	1204
Pertes économiques potentielles		
Helminthosporiose (dommage de 0,6 – 0,8 t/ha)*	113 – 150	79 – 106
Fusariose des épis (dommage de 1 – 1,4 t/ha)*	188 – 263	132 – 185

* = Données Arvalis (Verjux *et al.*, 2017)

Sources : calcul des auteurs

1.2.3. Bioagresseurs de la pomme de terre

1.2.3.1. Caractéristique des principaux bioagresseurs de la pomme de terre

La pomme de terre fait face à cinq principaux types de bioagresseurs, qui sont les champignons, les gastéropodes, les nématodes, les insectes et les adventices. Leurs caractéristiques ainsi que les principales méthodes de lutttes actuellement mises en œuvre sont détaillées en Annexe 1-1-3. Les maladies fongiques (mildiou, dartrose, gale argentée, rhizoctone brun), les insectes ravageurs (taupins, doryphore) et les limaces grise et noire sont identifiés comme les plus importants (Verjux, 2017).

Les **maladies fongiques** causent à la fois des pertes de rendement et de qualité des tubercules (Verjux, 2017). Parmi ces maladies, le mildiou est considéré comme le plus dommageable sur les quantités produites en cas d'infections précoces et sur la qualité des tubercules en cas d'attaques tardives⁶. C'est une maladie connue historiquement pour avoir été à l'origine de la grande famine qui a frappé l'Irlande vers le milieu du 19^{ème} siècle (Platt, 2008 ; Dowley *et al.*, 2008). En cas d'attaques dans des conditions climatiques propices à cette maladie, la perte de production peut être totale en quelques semaines (Platt, 2008). En France, le mildiou est présent tous les ans avec une contamination variable d'une année à l'autre (Verjux, 2017). Selon les enquêtes des pratiques culturales de 2017, environ deux tiers (62%) de la surface de pomme de terre était sous une pression forte à moyenne du mildiou (Agreste, 2021a). Ces maladies sont contrôlées à travers des méthodes agronomiques (utilisation de plants sains, choix de variétés résistantes, rotations longues, etc.) et surtout un traitement fréquent en produits fongicides. En raison de l'application intensive de ces produits, les traitements phytosanitaires sur la pomme de terre sont très élevés. L'IFT total pomme de terre est compris entre 16 et 19 selon les années (Tableau 1-11). L'IFT fongicide est compris entre 11 et 14 et représente chaque année plus de 70% de l'IFT total. L'essentiel des fongicides est appliqué pour lutter contre le mildiou (Gaucher et Gravouille, 2017) et confirme donc l'enjeu que représente la lutte contre cette maladie pour la filière pomme de terre.

La pomme de terre subit aussi la pression des **insectes ravageurs** tels que le doryphore et les taupins qui sont très dommageables au rendement et à la qualité de la production (Arvalis, 2021b). Les enquêtes culturales de 2017 ont montré que 32% de la surface de pomme de terre était sous une pression forte à moyenne du doryphore (Agreste, 2021a). Ces ravageurs sont régulés par les mesures agronomiques et aussi des traitements d'insecticides en prévention ou visant les insectes adultes (Arvalis, 2021b). L'IFT insecticide (0,9 à 1,4) est marginal, soit environ 5 à 10% de l'IFT total pomme de terre (Tableau 1-11).

La pomme de terre subit également une pression de la flore **adventice**. En 2017, 52% de la surface de pomme de terre a subi une pression forte à moyenne des adventices (Agreste, 2021a). Les principales adventices recensées pour la pomme de terre sont la matricaire, la mercuriale, le chénopode, la morelle, les renouées liseron et des oiseaux et le gaillet. Les lutttes se concentrent sur les mesures agronomiques (rotation, faux-semis, désherbage mécanique, etc.) et les désherbages chimiques dont l'IFT est compris entre 2,2 et 2,5 (Tableau 1-11). Cela représente une faible part de l'IFT total (10 à 15%).

Tableau 1-11. Évolution de l'Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT) de la pomme de terre entre 2011 et 2017 en France métropolitaine

	2011	2014	2017
IFT fongicide	11,8	14,5	11,7
IFT herbicide	2,3	2,2	2,5
IFT insecticide	1,4	0,9	1,4
IFT autre	-	0,7	0,3
IFT sur semence	0,9	0,8	0,8
IFT total	16,5	19	16,6

Sources : Enquêtes pratiques culturales (Agreste, 2019b, 2021a)

⁶ <https://www.arvalis.fr/infos-techniques/mildiou-combiner-prophylaxie-resistance-varietale-et-outils-daide-la-decision> - consulté le 09/01/23

1.2.3.2. Pertes causées par les bioagresseurs sur la pomme de terre

Pertes de rendement

Le Tableau 1-12 présente les pertes de rendement causées par les bioagresseurs de la pomme de terre estimées par le Réseau Performance d'Arvalis (Verjux *et al.*, 2017), dans deux études déjà évoquées précédemment (Oerke, 2006 ; Savary *et al.*, 2019) et une étude conduite en France sur la base de parcelles traitées et non traitées aux fongicides (Rakotonindraina *et al.*, 2012).

Oerke (2006) estime une **perte potentielle** due à l'ensemble des bioagresseurs de la pomme de terre supérieure ou égale à **73% du rendement atteignable**. Les pertes potentielles attribuables plus spécifiquement au mildiou en France ont quant à elles été estimées entre 50% et 80% du rendement atteignable pour des variétés très faiblement et moyennement résistantes (Rakotonindraina *et al.*, 2012), soit une fourchette qui englobe la valeur précédente. La perte potentielle en t/ha attribuable au mildiou en France est estimée à 25 t/ha en moyenne (Verjux *et al.*, 2017).

En Europe du Nord-Ouest (y compris la France), les **pertes réelles** causées par les maladies et ravageurs (insectes, nématodes, limaces, etc.) sur la production de la pomme de terre sont estimées par Savary *et al.* (2019) à **9,8% du rendement atteignable**. Sur la même région, d'autres travaux estiment la perte réelle à 24% du rendement atteignable (Oerke et Dehne, 2004 ; Oerke, 2006), mais en prenant en compte l'impact des adventices, ce qui explique qu'elle s'élève à plus du double de l'estimation de Savary *et al.* (2019). Ces différences s'expliquent aussi par le fait que le dommage réel causé par les bioagresseurs de la pomme de terre, notamment le mildiou, est difficilement estimable en raison des pertes après récoltes liées par exemple à la pourriture des tubercules. Cela engendre surtout des coûts économiques additionnels liés à la conservation, au tri des produits de mauvaise qualité et à la baisse du prix de vente. Les essais effectués par Arvalis sur 4 ans et sur 3 variétés montrent que le mildiou entraîne jusqu'à 30% de taux de contamination des tubercules à la récolte lors des années de fortes pluies en fin de saison⁷.

Tableau 1-12. Pertes de rendements causées par les bioagresseurs de la pomme de terre

Sources, zone d'étude et années des données	Bioagresseurs	Méthodes d'estimation	Résultats des estimations des pertes de rendement
Données Arvalis et partenaires			
(Verjux <i>et al.</i> , 2017) France Années non mentionnées	Mildiou	Essais fongicides de parcelles traitées (T) et non traitées (NT). La perte de rendement est estimée comme l'écart (T-NT).	Perte potentielle : 25 t/ha en moyenne
Données d'autres sources scientifiques			
(Savary <i>et al.</i> , 2019) Plusieurs zones dont l'Europe du Nord-Ouest (incluant la France) 2010 – 2014	Maladies et ravageurs (insectes, nématodes, limaces, etc.)	Collecte de données à dire d'experts en santé des plantes sur les bioagresseurs (ampleur des pertes, fréquence, etc.) et estimation de pertes à l'aide de moyennes pondérées.	Perte réelle totale : 9,8% du Ya dont 3,2% liée au mildiou ; 3,1% liée aux nématodes à kystes ; 1,3% liée à l'alternariose, etc.
(Oerke, 2006) Plusieurs zones dont l'Europe du Nord-Ouest (incluant la France) 2001 – 2003	Maladies, virus, ravageurs (insectes, nématodes et autres) et adventices	Modélisation linéaire sur la base de données de la littérature et d'expérimentations fournies par des firmes agrochimiques	Perte potentielle : ≥ 73% du Ya Perte réelle : 24% du Ya
(Rakotonindraina <i>et al.</i> , 2012) France 2006 – 2009	Mildiou	Essais sur des parcelles traitées et non traitées aux fongicides combinés à une modélisation à l'aide d'un modèle physiologique pour estimer les pertes en % causées par le mildiou	Perte potentielle liée au mildiou entre 50-80% du rendement atteignable (pour des variétés très faiblement résistantes à moyennement résistantes).

Ya = Rendement atteignable

⁷ <https://www.arvalis.fr/infos-techniques/mildiou-combiner-prophylaxie-resistance-varietale-et-outils-daide-la-decision> - consulté le 09/01/23

Pertes économiques

En se basant sur la littérature recensée dans le Tableau 1-12, nous estimons les pertes économiques potentielles et réelles en France en considérant que les dommages potentiels et réels causés par l'ensemble des bioagresseurs de la pomme de terre sont respectivement de plus de 50% pour les pertes potentielles et de 10 – 25 % du rendement atteignable pour les pertes réelles. Pour la principale maladie qu'est le mildiou, nous considérons le dommage réel compris entre 3 et 5%. Les résultats de ces estimations sont résumés dans le Tableau 1-13 (voir Annexe 1-2-4 pour le détail des calculs économiques). En moyenne, les pertes économiques réelles causées par l'ensemble des bioagresseurs pour la filière pomme de terre en France (189307 ha en moyenne par an entre 2015 et 2019) sont estimées entre 320 et 800 millions d'euros par an malgré la protection. Cela représente 13 à 30% du chiffre d'affaire annuel moyen de la filière, qui est de 2,4 milliards d'euros. La perte réelle à l'hectare est estimée entre 1700 et 4300 euros par an. Cependant, en l'absence de protection contre les bioagresseurs, l'impact économique pour la filière serait bien plus important. Les pertes pourraient atteindre 1,6 milliard d'euros par an, voire plus, et réduiraient considérablement la production en valeur de la pomme de terre. Selon nos estimations, le mildiou à lui seul entraîne en France des pertes économiques réelles de l'ordre de 100 à 160 millions d'euros par an et des pertes à l'hectare de 500 à 850 euros. Pour l'Union Européenne, l'impact économique réel du mildiou sur la pomme de terre est estimé à environ 900 millions d'euros par an (Haverkort *et al.*, 2008). Les estimations faites aux États-Unis par Guenther *et al.* (2001) montrent que les pertes économiques réelles annuelles causées par le mildiou s'élèvent à 210,7 millions d'euros (370 euros/ha), incluant principalement les pertes liées à la baisse des rendements et celles liées à la dépréciation de la qualité des tubercules.

Tableau 1-13. Estimation des pertes économiques causées par les bioagresseurs de la pomme de terre

	Valeurs monétaires	
	Valeurs moyennes annuelles de 5 ans (2015 – 2019)	
	millions d'euros	euros/ha
Production	2419	12803
Pertes économiques potentielles		
Tous les bioagresseurs (dommage de plus de 50% du Ya)	1612	8535
Pertes économiques réelles		
Tous les bioagresseurs hors adventices (dommage de 10% du Ya)	322	1707
Tous les bioagresseurs incluant adventices (dommage de 25% du Ya)	806	4268
Mildiou (dommage de 3 à 5% du Ya)	97 – 161	512 – 854

Source : données de prix et rendements (Faostat), de surface (Agreste). Les estimations sont faites par les auteurs
Ya : rendement atteignable

1.2.4. Bioagresseurs de la betterave

Cinq principaux types de bioagresseurs (virus, champignons, nématodes, insectes et adventices) sont présents en culture betteravière. Leurs caractéristiques ainsi que les principales méthodes de luttés actuellement mises en œuvre sont détaillées en Annexe 1-1-4. On ne dispose toutefois pas de données quantifiées sur les pertes de rendement attribuables à ces bioagresseurs, empêchant ainsi toute estimation des pertes économiques potentielles et réelles. En revanche, les données ont permis d'estimer la valeur économique de la filière (voir Annexe 1-2-4 pour le détail des calculs économiques)

Parmi les **champignons**, on distingue les maladies foliaires (cercosporiose, ramulariose, oïdium, rouille) et une maladie racinaire (rhizoctone brun). En 2017, 77% de la surface de la betterave était sous une pression forte à moyenne de ces maladies foliaires (Agreste, 2021a). La cercosporiose est considérée comme la maladie foliaire la plus nuisible sur la betterave (Leucker *et al.*, 2016). Elle peut entraîner des pertes importantes sur les quantités produites et une réduction de la teneur en sucre de la betterave en cas d'attaque précoce. Des pressions très précoces et très fortes de la cercosporiose ont été enregistrées en France en 2017 et en 2018 (ITB, 2020). Ces

maladies sont gérées par des méthodes agronomiques (rotations culturales, destruction des résidus de cultures, choix de variété résistante, etc.) et par des traitements fongicides en végétation. La tolérance variétale est le premier choix des agriculteurs et celle-ci permet une gestion fongicide réussie de la cercosporiose quel que soit son niveau de pression (ITB, 2020). Malgré ces gestions agronomiques, l'IFT fongicide de la betterave (1,3 à 1,8) (Tableau 1-14) est à un niveau similaire à d'autres grandes cultures comme le blé (1,5 à 1,7) et supérieur à celui de l'orge et du maïs. Cet IFT fongicide ne représente qu'environ 25 à 30% de l'IFT total betterave. Il ne constitue pas le plus important poste de traitements phytosanitaires.

Les deux principales **maladies virales** auxquelles la betterave est sujette sont la rhizomanie et la jaunisse. En matière d'impact économique, la rhizomanie est considérée comme l'une des maladies les plus graves de la betterave (ITB, 2018). Elle pourrait entraîner des pertes de rendement jusqu'à 70%, une baisse de la teneur en sucre de 2 à 4% et une perte de la qualité à la transformation industrielle. Cette maladie virale est contrôlée principalement par le choix d'une variété résistante (Brunet *et al.*, 2009 ; ITB, 2018). La plupart des variétés cultivées en France sont tolérantes à la rhizomanie (ITB, 2018). Pour la jaunisse, la gestion chimique se fait par l'usage d'insecticide contre les insectes vecteurs de la maladie. Suite aux pertes importantes subies en 2020, la filière a été autorisée à poursuivre l'utilisation des néonicotinoïdes sous dérogation. Un plan national de Recherche et Innovation pour trouver des solutions alternatives aux néonicotinoïdes est en cours. L'IFT insecticide reste cependant marginal dans l'IFT total de la betterave, soit entre 2 et 4% (Tableau 1-14).

Les **nématodes à kystes** sont gérés par le choix de variétés résistantes (Brunet *et al.*, 2009). Les premières variétés de betterave résistantes ont été inscrites au catalogue français en 1996 mais elles ont depuis été remplacées par des variétés tolérantes qui permettent de produire plus dans les parcelles infestées mais sans réduire la population de nématodes dans le sol. Comme démontré dans une expérimentation conduite de 2004 à 2014 entre INRAE, l'UFS et l'ITB, seule l'alternance de variétés à résistance totale et de variétés tolérantes permet de maintenir à un niveau très faible la population de nématodes dans le sol tout en réduisant les pertes économiques induites par l'utilisation de variétés résistantes. Le **nématode du collet** pose des problèmes plus épisodiques. Les betteraves atteintes lors d'attaques de ce nématode deviennent impropres à la livraison car elles abaissent la teneur en sucre et la qualité technologique de la récolte. L'importance plus épisodique de ce bioagresseur semble liée à de plus courtes rotations incluant des cultures hôtes intermédiaires (colza, pomme de terre, avoine, seigle, légumineuses).

Les **adventices** concentrent donc une majeure partie des traitements phytosanitaires appliqués sur la betterave. La betterave est sensible à la concurrence des adventices dont notamment les dicotylédones (chénopode blanc, morelle, renouée des oiseaux, renouée persicaire et renouée liseron). L'IFT herbicide est compris entre 2,6 et 2,8 et représente environ 50% de l'IFT total betterave (Tableau 1-14). En 2017, 27% de la surface cultivée en betterave était soumise à une pression forte des adventices (Agreste, 2021a), soit la part la plus élevée parmi les grandes cultures. La pression moyenne concernait 48% de la surface la même année (Agreste, 2021a). La filière s'est engagée depuis ces dernières années dans la réduction de l'IFT herbicide par la promotion et l'amélioration du désherbage mécanique (événement annuel Désherb'innov). De récents essais montrent que le remplacement du dernier traitement de post-émergence par un passage de bineuse permet de réduire l'IFT herbicide de 25% avec une note d'efficacité similaire au tout chimique (ITB, 2019).

Tableau 1-14. Évolution de l'Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT) de la betterave entre 2011 et 2017 en France métropolitaine

	2011	2014	2017
IFT fongicide	1,3	1,4	1,8
IFT herbicide	2,8	2,7	2,6
IFT insecticide	0,2	0,1	0,2
IFT autre	-	-	-
IFT sur semence	1	1	1
IFT total	5,2	5,2	5,5

Source : Enquêtes pratiques culturales (Agreste, 2019b, 2021a)

1.2.5. Bioagresseurs des oléagineux et protéagineux

1.2.5.1. Bioagresseurs du colza

En culture de colza, on distingue quatre grands types de bioagresseurs (champignons, gastéropodes, insectes et adventices) dont les dégâts et les dommages peuvent aller de la destruction des jeunes plantes à des pertes de rendement et des problèmes de qualités liés à des impuretés et au taux d'humidité. Leurs caractéristiques ainsi que les principales méthodes de lutte actuellement mises en œuvre sont détaillées en Annexe 1-1-5.

Parmi les **maladies fongiques**, le phoma et la sclétorinia sont considérés comme les plus dommageables sur les rendements (Penaud et Walker, 2015). Pour contrôler ces maladies, plusieurs méthodes sont employées dont des mesures agronomiques (rotations, choix de variétés résistantes, destruction des résidus contaminés, etc.) et des traitements fongicides dont l'IFT représente 17 à 19% de l'IFT total du colza (Tableau 1-15).

Le colza est également associé à plusieurs **insectes ravageurs** dont les altises, les charançons et les méligèthes. Selon les enquêtes des pratiques culturales de 2017, une pression forte de ces insectes ravageurs a été ressentie sur plus de 45% de la surface totale du colza (Agreste, 2021a). La lutte contre ces insectes se fait essentiellement par l'application d'insecticides en végétation. L'IFT insecticide est presque équivalent au double de celui des fongicides et représente environ un tiers de l'IFT total (Tableau 1-15). Ces traitements phytosanitaires fréquents font du colza la culture la plus consommatrice de produits chimiques parmi les oléagineux.

De même, le colza est concurrencé par plusieurs **adventices** (ray-grass, brome, vulpin, matricaire, gaillet, géraniums et sanve) dont les plus préjudiciables sont le gaillet et la sanve. Plus de la moitié de la surface du colza a connu une pression forte à moyenne des adventices en 2017 (Agreste, 2021a). La lutte contre les adventices mobilise à la fois des mesures agronomiques (rotations culturales, désherbage mécanique, faux semis et autres) et des traitements chimiques. Ce qui implique des traitements fréquents d'herbicides, dont l'IFT est le deuxième plus important (25 – 31% de l'IFT total) (Tableau 1-15).

Tableau 1-15. Évolution de l'Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT) du colza entre 2011 et 2017 en France métropolitaine

	2011	2014	2017
IFT fongicide	1,2	1,2	1,1
IFT herbicide	1,5	1,9	2
IFT insecticide	2,2	2,1	2,1
IFT autre	0,4	0,6	0,4
IFT sur semence	0,9	0,9	0,8
IFT total	6,1	6,6	6,5

Source : Enquêtes pratiques culturales (Agreste, 2019b, 2021a)

En absence de traitement chimique, la **perte potentielle causée par les adventices** est estimée à 0,35 t/ha en moyenne par Cordeau *et al.* (2016) dans le cadre des essais du Réseau Arvalis dont nous avons présenté le protocole et souligné les limites dans les paragraphes précédents. Cette perte équivaut pour la filière colza (1,4 millions d'ha en moyenne par an entre 2015 et 2019) à une perte économique potentielle d'environ 170 millions d'euros par an, soit 10% de la valeur globale de la production qui est de 1,65 milliard d'euros (voir Annexe 1-2-6 pour le détail des calculs économiques).

Pour les maladies et les insectes ravageurs (charançon, altise, méligèthe et puceron), les pertes réelles de rendement sur colza traités ont été estimées à 0,2 t/ha, soit une perte économique (sur une surface de 1,4 millions d'ha en moyenne) d'environ 99 millions d'euros par an. Depuis, la filière colza a néanmoins essuyé un revers majeur avec notamment la généralisation des résistances aux insecticides chez les grosses altises entre 2015 et 2018. Ceci a engendré une baisse des surfaces cultivées en colza de l'ordre de 30 % en quelques années. Cet événement récent doit nous rappeler que les pertes réelles sont sujettes à des variations possibles fortes en quelques années.

1.2.5.2. Bioagresseurs du tournesol

En culture de tournesol, on recense quatre bioagresseurs principaux, à savoir les champignons, les adventices, les plantes parasites et quelques ravageurs (oiseaux et limaces). Leurs caractéristiques ainsi que les principales méthodes de lutte actuellement mises en œuvre sont détaillées en Annexe 1-1-6.

Les principales **maladies fongiques** sont le phomopsis, le phoma, le mildiou et la sclerotinia. Ces **maladies** peuvent entraîner des pertes de rendement pouvant atteindre 50% dans les cas extrêmes et une réduction possible de la teneur en huile du tournesol. La lutte contre ces bioagresseurs se fait principalement par les traitements de semences (mildiou) et les mesures agronomiques telles que le choix variétal, la réduction de la densité de semis, la destruction des résidus et la modération de la fertilisation azotée. L'IFT semence représente environ 33% de l'IFT total (Tableau 1-16). Peu de fongicides sont utilisés en végétation d'où la faiblesse de l'IFT fongicide (0,1), soit moins de 5% de l'IFT total.

De même, la lutte contre les **insectes ravageurs** du tournesol (taupins, noctuelles terricoles, pucerons) ne semble pas occasionner un usage intensif d'insecticides en végétation. L'IFT insecticide est à un niveau quasi similaire à celui des fongicides et contribue donc marginalement à l'IFT total du tournesol. Du fait de cette utilisation peu fréquente des fongicides et des insecticides, le tournesol a le plus faible traitement phytosanitaire des cultures oléagineuses et protéagineuses. Pour les **limaces**, les traitements se font principalement avec des produits chimiques anti-limaces.

Le principal problème du tournesol est la concurrence des **adventices** (ambroisie, ammi majus, xanthium, tournesols sauvages etc.) et d'une plante parasite (orobanche cumana) dont les dommages comprennent à la fois les pertes en quantité et la dégradation de la qualité liée à la présence de vert, d'impuretés et d'humidité. En moyenne, plus d'un tiers de la superficie du tournesol a connu une pression forte à moyenne des adventices en 2017 (Agreste, 2021a). La lutte contre ces adventices concentre la moitié des traitements phytosanitaires sur le tournesol (Tableau 1-16).

Tableau 1-16. Évolution de l'Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT) du tournesol entre 2011 et 2017 en France métropolitaine

	2011	2014	2017
IFT fongicide	-	0,1	0,1
IFT herbicide	1,3	1,4	1,4
IFT insecticide	0,1	0,1	0,1
IFT autre	0,2	0,3	0,3
IFT sur semence	0,9	0,9	0,9
IFT total	2,6	2,8	2,7

Source : Enquêtes pratiques culturelles (Agreste, 2019b, 2021a)

Les **pertes potentielles causées par les adventices** sont estimées à 0,41 t/ha dans les essais (Cordeau *et al.*, 2016), soit pour la filière tournesol (579591 ha en moyenne par an entre 2015 et 2019) l'équivalent d'une perte économique potentielle de 79 millions d'euros par an (voir Annexe 1-2-7 pour le détail des calculs économiques). Cela constitue une proportion relativement importante pour la filière car cette valeur représente près d'un sixième (18%) de la production totale en valeur de la filière tournesol (430 millions d'euros). En revanche, cette perte est faible comparée à celles subies par d'autres grandes cultures.

1.2.5.3. Bioagresseurs du pois et de la féverole

En culture de pois et de féverole, on dénombre quatre grands types de bioagresseurs, à savoir les champignons, les insectes, les bactéries et les adventices, qui causent des dommages comme la destruction de la production et la perte en qualité avec la réduction du taux de protéines. Leurs caractéristiques ainsi que les principales méthodes de lutte actuellement mises en œuvre sont détaillées en Annexe 1-1-7.

Pois

Les principales **maladies** sont l'ascochytose (anciennement appelée anthracnose) et le mildiou. Pour ces maladies, la lutte est basée sur des mesures agronomiques (choix variétal, rotation, décalage de date de semis, etc.) ainsi que le traitement des semences dont l'IFT représente environ 18 à 20% de l'IFT total du pois, et des traitements fongicides en végétation dont l'IFT représente 20 à 27% de l'IFT total (Tableau 1-17). De même, quelques **insectes ravageurs** (sitones, thrips, pucerons et cécidomyies) et des **adventices** (chardon, rumex, ambroisie, ammi majus, arroche, liseron des champs, ray-grass, vulpin) posent des problèmes en culture de pois nécessitant des traitements phytosanitaires. Plus de 40% de la surface du pois a connu une pression forte à moyenne des sitones et des pucerons en 2017 (Agreste, 2021a). Les IFT insecticide et herbicide sont similaires à celui du poste fongicide.

Tableau 1-17. Évolution de l'Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT) du pois entre 2011 et 2017 en France métropolitaine

	2011	2014	2017
IFT fongicide	0,9	1,2	1,3
IFT herbicide	1,2	1,3	1,3
IFT insecticide	1,6	1,4	1,3
IFT autre	-	0	-
IFT sur semence	0,9	0,9	0,9
IFT total	4,6	4,8	4,8

Source : Enquêtes pratiques culturales (Agreste, 2019b, 2021a)

Féverole

Les principaux bioagresseurs sont l'ascochytose (anciennement appelée anthracnose), le botrytis et la rouille pour les **maladies** et les sitones, pucerons et bruches pour les **insectes ravageurs** (Brunet *et al.*, 2009). Dans le cas des maladies, des pressions fortes à moyennes des rouilles et du botrytis ont été ressenties sur respectivement 34% et 26% de la surface totale de féverole en 2017 (Agreste, 2021a). La même année, plus de la moitié (53%) de la surface de la féverole a connu une pression forte à moyenne des bruches et 29% une pression liée à la présence de pucerons (Agreste, 2021a). Une pression forte à moyenne des **adventices** concernait plus de la moitié de la surface de la féverole (Agreste, 2021a). L'IFT total est de 3,17 et est reparti entre les traitements fongicides (26%), insecticides (19%) et notamment herbicides qui représentent la part la plus importante (35%) (Tableau 1-18).

Tableau 1-18. Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT) de la féverole en 2017 en France métropolitaine

	2017
IFT fongicide	0,8
IFT herbicide	1,1
IFT insecticide	0,6
IFT autre	0,1
IFT sur semence	0,5
IFT total	3,2

Source : Enquêtes pratiques culturales (Agreste, 2021a)

1.2.5.4. Bioagresseurs du lin

En culture de lin, on distingue trois grands types de bioagresseurs à savoir les champignons, les insectes ravageurs et les adventices. Leurs caractéristiques ainsi que les principales méthodes de lutte actuellement mises en œuvre sont détaillées en Annexe 1-1-8. Les dommages sont principalement les pertes en quantité liées au rendement en graines et en fibres et les pertes en qualité.

Un certain nombre de **maladies** sont communes à celles rencontrées en cultures oléagineuses/protéagineuses, notamment le phoma et le sclérotinia du colza, et la septoriose. La septoriose est considérée comme la maladie la plus potentiellement nuisible (Brunet *et al.*, 2009) avec des pertes pouvant atteindre 70% des rendements en fibres et en grains dans les situations où les parcelles sont sévèrement touchées. En 2017, 19% de la surface du lin fibre et 24% de la surface du lin oléagineux ont connu une pression forte à moyenne de la septoriose (Agreste, 2021a). Le lin fibre est également confronté à une maladie spécifique (courbure de la tige et brunissure) qui peut également entraîner une perte jusqu'à 50% des graines en cas d'attaques précoces. Le contrôle de ces maladies comprend des mesures agronomiques et chimiques. Les traitements fongicides ciblent beaucoup plus la septoriose et les maladies typiques du lin (Brunet *et al.*, 2009). L'IFT fongicide est relativement faible, soit environ 10 à 20% de l'IFT total lin (Tableau 1-19).

En plus de ces maladies, les **insectes ravageurs** comme les thrips et les altises menacent le lin fibre et peuvent entraîner une destruction complète de la production en cas d'attaque précoce. En 2017, 73% de la surface du lin fibre et 18% de la surface du lin oléagineux ont connu une pression forte à moyenne des altises (Agreste, 2021a). Cette menace entraîne une utilisation intensive des insecticides qui représentent environ 28% de l'IFT total du lin fibre (Tableau 1-19).

Les **adventices** constituent également des bioagresseurs dommageables pour le lin. En 2017, environ deux tiers des surfaces de lin fibre (62%) et du lin oléagineux (61%) ont connu une pression forte à moyenne de la flore adventice (Agreste, 2021a). La lutte est axée sur les méthodes agronomiques (rotations, déchaumages, labour, etc.), le désherbage mécanique et la lutte chimique. L'IFT herbicide représente le plus important poste phytosanitaire, soit plus de 40% de l'IFT total du lin fibre et oléagineux (Tableau 1-19).

Tableau 1-19. Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT) de lin en 2017 en France métropolitaine

	Lin fibre	Lin oléagineux
IFT fongicide	0,6	0,8
IFT herbicide	2,1	1,7
IFT insecticide	1,5	0,3
IFT autre	-	0,3
IFT sur semence	0,9	0,6
IFT total	5,1	3,8

Sources : Enquêtes pratiques culturales (Agreste, 2019b, 2021a)

1.3. Bioagresseurs de la vigne et leurs nuisibilités

En viticulture, on dénombre six grands types de bioagresseurs que sont les virus, les champignons, les procaryotes, les acariens, les insectes et les adventices. Ces bioagresseurs provoquent des dégâts de trois types à savoir la baisse en quantité des grappes, la dégradation de la qualité des raisins et la réduction de la longévité des ceps. Leurs caractéristiques ainsi que les principales méthodes de lutte actuellement mises en œuvre sont détaillées en Annexe 1-1-9.

On distingue parmi les **champignons**, les maladies des organes aériens de la vigne (mildiou, pourriture grise, oïdium, black-rot et excoïrose) et les maladies telluriques (pied noir). Le mildiou et l'oïdium sont celles qui engendrent le plus de traitements fongicides (Delière *et al.*, 2008 ; Constant, 2013 ; Fouillet *et al.*, 2022). En 2016, plus de la moitié de la surface de vigne française était sous une pression forte à moyenne du mildiou et de l'oïdium (Tableau 1-20). Ces maladies entraînent des pertes très élevées sur les quantités des grappes récoltées. L'oïdium est la plus dommageable (Calonnec *et al.*, 2004) avec des pertes pouvant atteindre 100% du rendement des grappes. Elles peuvent également engendrer des pertes en qualité liées à la modification des teneurs en sucre, acidité, tanins, etc., une hausse de la vulnérabilité des ceps (mildiou) ou une baisse de leur longévité (oïdium). Si des mesures agronomiques sont mobilisables (cépages moins sensibles, maîtrise de la vigueur de la vigne, etc.), ces bioagresseurs sont surtout contrôlés par des traitements fongicides préventifs.

Tableau 1-20. Part de la surface de vigne sous pression parasitaire en 2016 en France métropolitaine

	Forte	Moyenne	Faible
Mildiou	28	31	41
Oïdium	13	39	48
Botrytis	2	15	83
Tordeuse	10	20	70

Sources : Enquêtes pratiques culturelles (Agreste, 2019a, 2020b)

Les IFT varient respectivement entre 5,5 et 6,3 pour le mildiou et entre 4,9 et 6 pour l'oïdium (Tableau 1-21). Ceux-ci représentent donc respectivement en moyenne 42% (mildiou) et 39% (oïdium) de l'IFT total de la vigne française. Ces maladies concentrent donc non seulement la quasi-totalité des fongicides appliqués (soit en moyenne 96% de l'IFT total fongicide) mais aussi la majeure partie de l'ensemble des produits chimiques (81% de l'IFT total de la vigne). Elles sont donc à l'origine des traitements phytosanitaires fréquents que subit la vigne dont l'IFT total est compris entre 12,8 et 15,5. Les autres maladies fongiques comme le botrytis, le black-rot, le pied noir et l'excoïrose sont aussi dommageables pour la vigne mais restent secondaires comparées au mildiou et à l'oïdium.

Les principales **maladies virales** de la vigne sont le court noué (transmis par des nématodes du sol) et l'enroulement viral (transmis par des insectes, les cochenilles). Comme pour le cas des maladies fongiques, les maladies virales peuvent entraîner des pertes de rendement des grappes (respectivement 20 – 30% et 10 – 40%), une dégradation de la qualité des raisins et une réduction de la longévité des ceps dans le cas du court noué. Ces maladies sont incurables au sens où tout pied de vigne infecté le restera toute sa vie (ephytia.inra.fr/vigne maladies). Ces viroses sont gérées principalement par des méthodes agronomiques (arrachage des ceps infectés, l'utilisation de plants certifiés et sains, mise au repos du sol pendant des années) et des traitements chimiques ciblant les vecteurs de ces virus (nématocides pour le court noué et des insecticides pour l'enroulement viral).

Les procaryotes regroupent aussi des bioagresseurs importants de la vigne, en particulier les phytoplasmes, c'est-à-dire des bactéries sans paroi, responsables de la flavescence dorée et du bois noir. Ces maladies aboutissent à une réduction en qualité/quantité de la production et à une baisse de la longévité des ceps. En cours de cultures, peu de méthodes existent pour les contrôler (ephytia.inra.fr/vigne maladies). La lutte se fait par l'application de méthodes agronomiques et le traitement d'insecticides contre les insectes vecteurs, des cicadelles. Le cas de la flavescence dorée est particulier puisque cette maladie, classée organisme de

quarantaine en Europe, fait l'objet d'une lutte obligatoire. Les mesures de lutte consistent à surveiller les vignobles, arracher les plantes contaminées, planter du matériel sain et traiter contre la cicadelle vectrice du phytoplasme *Scaphoideus titanus*.

La vigne française fait également face à plusieurs **insectes** bioagresseurs soit pour le rendement et/ou la qualité du raisin (cicadelle des grillures, tordeuses de la grappe, *Drosophila suzukii*) soit parfois sur la longévité des ceps (phylloxéra, cicadelle de la Flavescence dorée). Ces insectes sont contrôlés à travers l'application d'insecticides (cicadelles et tordeuses), la lutte biologique ou la confusion sexuelle (tordeuses). Pour certains insectes comme le phylloxéra ou *D. suzukii*, les insecticides n'existent pas ou sont peu efficaces ; on met alors en place des pratiques culturales adaptées. A cette liste il faut ajouter les acariens dont les méthodes de contrôle sont plutôt similaires à celles contre les insectes. Si la lutte chimique contre tous ces arthropodes et les maladies qu'ils transmettent s'effectue essentiellement par l'application d'insecticides, elle reste marginale en matière de traitements phytosanitaires sur la vigne française. L'IFT insecticide ne représente qu'environ 10% de l'IFT total (Tableau 1-21).

Enfin, les plantes **adventices** les plus problématiques au vignoble sont les liserons, les rumex, les amarantes et les érigérons (Fried, 2012). Une liste exhaustive des adventices de la vigne est disponible sur vignovin.com⁸. Elles peuvent entraîner une baisse de la vigueur de la vigne et une réduction de la production des grappes. Plusieurs méthodes de gestion existent, à savoir les désherbages thermique ou mécanique dans l'inter-rang (avec et sans enfouissement), le désherbage mécanique sous le rang, l'enherbement et le désherbage chimique. Cependant, l'IFT herbicide est très faible (0,52 – 0,72), soit environ moins de 5% de l'IFT total de la vigne (Tableau 1-21). Il démontre un usage marginal des herbicides en viticulture.

Tableau 1-21. Évolution de l'Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT) de la vigne en France métropolitaine entre 2010 et 2016

	2010	2013	2016
IFT fongicide dont	10,9	12,6	12,9
IFT Mildiou	5,5	6,3	6,3
IFT Oïdium	4,9	5,9	6,0
IFT herbicide	0,5	0,6	0,7
IFT insecticide – acaricide	1,4	1,8	1,9
IFT total	12,8	15,0	15,5

Sources : Enquêtes pratiques culturales (Agreste, 2019a, 2020b)

Nous n'avons pas pu collecter des données de dommages permettant d'évaluer les pertes économiques potentielles et réelles causées par les bioagresseurs sur la filière viticole française. Nous présentons uniquement quelques chiffres clés qui donnent une idée du poids économique de la filière (Tableau 1-22). La production totale de raisin varie entre 5 et 6,3 millions de tonnes par an avec une moyenne annuelle de 5,81 millions de tonnes (dont 5,77 millions de tonnes de raisin de cuve et 42500 tonnes de raisin de table) entre 2015 et 2019. La surface en production était en moyenne de 751984 ha par an entre 2015 et 2019 dont 746738 ha de raisin de cuve et 5246 tonnes de raisin de table. Économiquement, la filière viticole représente un enjeu majeur. Selon le CNIV (Comité National des Interprofessions des Vins), la France a produit en 2019, 4,2 milliards de litres de vin (17 % de la production mondiale) et le vin représente 15 % de la production agricole en valeur, soit une valeur au prix de base de 12,5 milliards d'euros à la production⁹.

⁸ <https://www.vignovin.com/viticulture/conseils-viticulture/conseils-phytosanitaires/lexique-viticulture/mauvaises-herbes-de-la-vigne> - consulté le 09/01/23

⁹ Voir <https://www.intervin.fr/etudes-et-economie-de-la-filiere/chiffres-cles> pour plus de détails sur les chiffres clés de la filière – consulté le 09/01/23

Tableau 1-22. Productions de vin et de raisin en France (2015 – 2019)

	2015	2016	2017	2018	2019	Moyenne
Production de vin (milliards litre)	4,8	4,5	3,7	4,9	4,2	4,4
Production de raisin						
<i>Vigne à raisin de cuve (millions t)</i>	<i>6,21</i>	<i>5,98</i>	<i>4,98</i>	<i>6,23</i>	<i>5,44</i>	<i>5,77</i>
<i>Vigne à raisin de table (milliers t)</i>	<i>45,6</i>	<i>50,3</i>	<i>35,2</i>	<i>35,0</i>	<i>46,3</i>	<i>42,5</i>
<i>Total (millions t)</i>	<i>6,26</i>	<i>6,03</i>	<i>5,01</i>	<i>6,27</i>	<i>5,49</i>	<i>5,81</i>
Superficie en production (ha)						
<i>Vigne à raisin de cuve</i>	<i>746873</i>	<i>746145</i>	<i>745227</i>	<i>745387</i>	<i>750058</i>	<i>746738</i>
<i>Vigne à raisin de table</i>	<i>5228</i>	<i>5221</i>	<i>5236</i>	<i>5236</i>	<i>5309</i>	<i>5246</i>
<i>Total</i>	<i>752101</i>	<i>751366</i>	<i>750463</i>	<i>750623</i>	<i>755367</i>	<i>751984</i>

Source : <https://agreste.agriculture.gouv.fr/vin>

1.4. Bioagresseurs en arboriculture

1.4.1. Caractéristiques des principaux bioagresseurs des cultures fruitières

On distingue six grands types de bioagresseurs des cultures fruitières, à savoir les champignons, les acariens, les insectes, les virus, les bactéries et les adventices. Leurs caractéristiques ainsi que les principales méthodes de lutte actuellement mises en œuvre sont détaillées en Annexe 1-1-10. Nous analysons ici cinq cultures principales (pomme, pêche, prune, abricot et cerise) pour lesquelles des informations sur les pratiques culturales, obtenues par enquête (Agreste), sont disponibles.

En verger de pommiers, on distingue trois grands types de bioagresseurs à savoir les champignons, les acariens et les insectes. Ils causent des dégâts qui peuvent être la dégradation des feuilles et des rameaux, l'affaiblissement et la destruction possible des arbres, entraînant la perte en qualité et en quantité des fruits récoltés. La tavelure, l'oïdium, le carpocapse et les pucerons sont considérés comme les plus importants (Sauphanor *et al.*, 2009). En 2015, environ un quart de la surface du verger de pommiers était sous une pression forte de la tavelure et des pucerons (Agreste, 2017, 2021b). La lutte contre les maladies fongiques et ravageurs s'effectue par des mesures agronomiques et surtout des traitements phytosanitaires fréquents. L'IFT fongicide du pommier est compris entre 19 et 21 (65% de l'IFT total) et l'IFT insecticide entre 8 et 9 (plus 25% de l'IFT total) (Tableau 1-23). Les traitements phytosanitaires sont très fréquents en verger de pommiers en raison des maladies fongiques dont la lutte chimique est effectuée de façon préventive et quasi-systématique. Les deux postes de traitement (fongicide et insecticide) représentent plus de 90% de l'IFT total, faisant du verger de pommiers la culture fruitière la plus consommatrice de pesticides.

En verger de pêchers, on recense deux types de bioagresseurs, les champignons (oïdium, cloque, et monilioses) et les insectes ravageurs (pucerons, cochenilles et thrips). En 2015, plus de la moitié de la surface du verger de pêchers a connu une pression forte à moyenne des maladies fongiques et des insectes tels que les pucerons (Agreste, 2017, 2021b). Ces bioagresseurs peuvent causer des pertes de récolte en qualité et en quantité, la perte de vigueur des pêchers et la réduction du calibre des fruits. La lutte chimique contre ces bioagresseurs se fait par des traitements systématiques pour prévenir d'une contamination (Sauphanor *et al.*, 2009). D'autres méthodes sont aussi utilisées comme le choix de variétés peu sensibles, la taille des arbres, la réduction de l'azote, etc. et la mise en place de mesures favorisant les prédateurs naturels des insectes. Malgré ces mesures, on constate un usage intensif de produits chimiques. Le pêcher subit des traitements phytosanitaires fréquents avec un IFT total compris entre 18 et 20 (Tableau 1-23). Les fongicides représentent la plus importante part avec plus de 55% de l'IFT total, suivis des insecticides (plus de 38% de l'IFT total). Le pêcher est la deuxième culture fruitière la plus consommatrice de pesticides après le pommier.

En verger de pruniers, on retrouve des champignons (tavelure du pêcher, rouille, monilia), des virus comme la sharka et des insectes (acariens, carpocapses, et pucerons). En 2015, plus de 40% de la surface du verger de pruniers a connu une pression forte à moyenne des maladies comme la rouille et le monilia et des ravageurs comme les carpocapses et pucerons (Agreste, 2017, 2021b). Ces bioagresseurs occasionnent des pertes de rendement, la dégradation de la qualité des fruits, l'entrave à la maturité des fruits et la défoliation des arbres. La sharka (avec les pucerons comme vecteur) est perçue comme une maladie potentiellement dangereuse qui peut être à l'origine de grosses pertes économiques. Les méthodes agronomiques de lutte sont similaires à celles disponibles pour les autres vergers fruitiers. Les traitements phytosanitaires sont relativement moins fréquents que celle des vergers de pommiers et de pêchers mais reste en général à un niveau élevé. L'IFT total varie de 8 à 10 et est réparti majoritairement entre les fongicides (plus de 55%) et les insecticides (plus de 37%) (Tableau 1-23).

En verger d'abricotiers, on distingue trois types de bioagresseurs : les champignons (oïdium de l'abricotier, monilia), les bactéries et les insectes (pucerons, anarsia, mouche suzukii). En 2015, le verger a subi une pression forte à moyenne du monilia et de la bactériose sur plus de la moitié de la surface agricole (Agreste, 2017, 2021b). Les dommages et dégâts causés par ces bioagresseurs sont entre autres la dégradation de la qualité et la réduction en quantité ainsi que des dégradations sur les rameaux et les feuilles des abricotiers. Des traitements fongicides précoces sont appliqués pour lutter contre les maladies fongiques. L'arrachage des arbres est

recommandé en cas d'infection de l'oïdium. Des mesures comme le choix de porte greffe adapté, l'assainissement des sécateurs ou des traitements au cuivre permettent de lutter contre les bactérioses. L'IFT total abricotier est compris entre 9 et 10,5 et légèrement au-dessus de celui du prunier (Tableau 1-23). Cela provient principalement de l'usage intensif de fongicides (plus de 65% de l'IFT total) et d'insecticides (25 – 30% de l'IFT total).

En verger de cerisiers, on recense trois types de bioagresseurs, les champignons (cylindrosporiose et monilia), les bactéries et les insectes (pucerons, mouche suzukii et mouche de la cerise). Les dégâts et dommages liés à ces bioagresseurs peuvent être la chute prématurée des feuilles (entraînant un mauvais aoûtement des rameaux atteints), une dégradation de la qualité des fruits et la perte en quantité des récoltes. Parmi ces bioagresseurs, la mouche suzukii apparue en France en 2010 reste le ravageur le plus redoutable pour les cerisiers avec des pertes pouvant être totales en cas de fortes attaques. En 2015, 65% de la surface du verger de cerisiers au niveau national a connu une pression forte à moyenne des mouches (Agreste, 2017, 2021b). La lutte agronomique contre la cylindrosporiose se fait de façon préventive (aération, irrigation par aspersion...). La lutte chimique contre la cylindrosporiose se fait de manière raisonnée avec celle contre le monilia. Les traitements phytosanitaires sont au niveau le plus faible des vergers analysés mais l'IFT est en hausse. L'IFT total est passé de 7,16 en 2012 à 8,17 en 2018, soit une hausse de 15% (Tableau 1-23). Cela est liée à l'IFT insecticide qui a connu sur la même période une hausse de presque 60% passant de 2,51 à 4,01. Cela est sans doute lié à l'apparition de la mouche suzukii qui occasionne un recours fréquent aux insecticides. En 2012, l'IFT insecticide (2,51) était nettement inférieur à l'IFT fongicide (4,24) mais il est devenu supérieur en 2018 (4,01 contre 3,88).

Tableau 1-23. Indicateurs de Fréquence de Traitement (IFT) en vergers fruitiers entre 2012 et 2018 en France métropolitaine

	Pommier	Pêcher	Prunier	Abricotier	Cerisier
2012					
IFT fongicide	21	10,4	5,1	6,7	4,2
IFT herbicide	0,5	1	0,3	0,5	0,3
IFT insecticide	8,8	7	3,6	3	2,5
IFT autre	1,6	ns	0	ns	0,1
Total	31,9	18,5	9,1	10,2	7,2
2015					
IFT fongicide	20,9	11,6	5,2	7	4,3
IFT herbicide	0,7	0,7	0,3	0,8	0,4
IFT insecticide	8,5	7,5	3,9	2,7	3,2
IFT autre	1,7	0	0	0,1	0,1
Total	31,7	19,8	9,4	10,4	8
2018					
IFT fongicide	19,5	10,4	4,9	6,4	3,9
IFT herbicide	0,3	0,4	0,2	0,3	0,2
IFT insecticide	8,1	7,4	3,1	2,5	4
IFT autre	1,6	ns	0,1	0,1	0,1
Total	29,5	18,4	8,3	9,3	8,2

Sources : Enquêtes pratiques culturales (Agreste, 2017, 2021b)

1.4.2. Valeurs économiques des filières fruitières

Nous n'avons pas pu avoir des données de dommages permettant d'évaluer les pertes économiques potentielles et réelles pour les différentes cultures fruitières analysées. Nous présentons uniquement ici les productions économiques en valeur qui donnent donc une idée du poids économique de chaque filière (voir Annexe 1-2-10 pour le détail des calculs économiques). Les valeurs sont des moyennes annuelles sur cinq ans entre 2015 et 2019 (Tableau 1-24). Pour les filières fruitières dont nous avons pu évaluer les valeurs économiques, le verger de

pommiers est le plus important économiquement avec une valeur d'environ 1,07 milliard d'euros par an en moyenne sur une surface de 50206 ha, suivis de l'abricotier (473 millions d'euros sur 12188 ha), du pêcher (282 millions d'euros sur 9342 ha) et du cerisier (113 millions d'euros sur 7782 ha).

Tableau 1-24. Productions (milliers de tonnes) et valeurs économiques (millions d'euros) des filières fruitières en France (2015 – 2019)

	Pommier	Pêcher	Prunier	Abricotier	Cerisier
Production (1000 T)	1796	207	197	333	36
Valeur économique (millions d'euros)	1075	282	-	473	113
Surface moyenne (ha)	50206	9342	14966	12188	7782

NB : Données moyennes sur 5 ans (2015 – 2019) – Calcul des auteurs

Sources : données de productions, surfaces, rendements et prix de vente FAOSTAT (<http://www.fao.org/faostat/fr/#data>)

1.5. Bioagresseurs en production légumière

Les espèces regroupées sous le nom de cultures légumières sont très nombreuses, une quarantaine d'entre-elles étant cultivées en France. Un travail mené par le GIS PicléG en 2013 a recensé plus de 1400 couples hôte-bioagresseur en cultures légumières¹⁰. Quelques cultures pour lesquelles des enquêtes sur les pratiques culturales sont disponibles sont présentées ici : la carotte, le chou, le melon, le poireau et la tomate. Les caractéristiques des principaux bioagresseurs de chaque culture ainsi que les principales méthodes de lutte actuellement mises en œuvre sont détaillées en Annexes 1-1-11 à 1-1-15. Comme chez les autres espèces cultivées, différents types de bioagresseurs peuvent nuire aux cultures légumières : champignons et oomycètes, bactéries, ravageurs (insectes, acariens, nématodes), adventices, et autres bioagresseurs des cultures (mollusques, rongeurs, granivores). De nombreux virus, transmis par les insectes ou les semences, peuvent affecter les cultures légumières. Les adventices posent problème dans les cultures de plein champ non paillées. Les attaques de bioagresseurs sur les produits de récolte menacent non seulement la croissance des organes récoltés et le rendement brut, mais aussi leur qualité visuelle, avec en cas d'attaques graves des pertes de commercialisation importantes. La durée des cultures est variable, de quelques semaines à plusieurs mois selon les espèces, et au sein d'une même espèce suivant les modes de production. Aussi les IFT mesurés doivent-ils être analysés en fonction de ces durées de cultures et modes de production.

En culture de carotte, les dégâts et dommages sont de natures diverses : fontes de semis, perturbation du feuillage et atteintes aux racines pouvant affecter leur croissance et où leur qualité. Parmi les dizaines de maladies et ravageurs de la carotte, six ensembles sont considérés particulièrement nuisibles (Briard, 2019). Dans les **maladies fongiques**, on compte : les brûlures des feuilles causées par l'alternariose (*Alternaria dauci*) et la cercosporiose (*Cercospora carotae*), les racines fourchues et « cavity spots » causées par plusieurs espèces de *Pythium*, la pourriture blanche ou sclerotiniose causée par *Sclerotinia* spp., et les fontes des semis et dégâts sur racines causés par les rhizoctones (*Rhizoctonia* spp.). Les méthodes de lutte incluent le déploiement de mesures prophylactiques (contrôle de la fertilisation azotée, destruction des résidus, rotations, etc.), des résistances ou tolérances variétales (contre les brûlures des feuilles, le cavity spot et l'oïdium), des agents de biocontrôle en particulier contre les bioagresseurs du sol, et les traitements fongicides. L'IFT fongicide représente le poste de traitement le plus élevé, soit 37% de l'IFT total de la carotte (Tableau 1-25). Les **ravageurs** les plus importants sont la mouche de la carotte et les nématodes. La mouche est très dommageable pour les producteurs parce qu'au-dessus de 15% de carottes atteintes, la récolte est abandonnée en raison des surcoûts de tri (Villeneuve, 2012). La gestion agronomique de ces insectes est accompagnée de traitements aux insecticides au semis ou en végétation. L'IFT insecticide est d'environ 19% de l'IFT total de la carotte. Des méthodes de lutte alternative, comme l'utilisation de modèles de risque, la protection physique par des filets ou la moindre sensibilité variétale sont en développement. Enfin, la carotte est une culture basse, à faible vigueur en début de cycle, et est concurrencée par des **adventices** (graminées et dicotylédones) dont le contrôle mobilise des désherbages chimiques fréquents. L'IFT herbicide de la carotte (2,4) est le plus élevé en cultures légumières et représente 30% de l'IFT total de la carotte.

Les dégâts et dommages occasionnés par les bioagresseurs du chou sont entre autres les dégradations des feuilles et de la qualité des choux (pourriture) et la réduction des quantités produites. Les principales **maladies** du chou sont la hernie causée par *Plasmodiophora brassicae*, le mildiou (*Hyaloperonospora parasitica*), le pied noir ou phoma, causé par *Plenodomus lingam* (syn. *Leptosphaeria maculans*), et la maladie des tâches noires causée par *Mycosphaerella* spp. Des tolérances variétales contre la hernie, *Mycosphaerella* et la fusariose sont proposées dans les catalogues variétaux. Les méthodes prophylactiques mettent notamment en avant les rotations culturales, la destruction des résidus des récoltes, etc. Ces maladies mobilisent globalement peu de traitements fongicides. L'IFT fongicide du chou (0,8) est l'un des plus faibles en cultures légumières et représente 22% de l'IFT total du chou (Tableau 1-25). Des bactérioses causées par *Xanthomonas campestris* et *Pseudomonas* spp., peuvent également survenir, pour lesquelles des tolérances variétales sont mentionnées. Les **insectes ravageurs** sont nombreux et causent d'important dégâts : la teigne (*Plutella xylostella*) est probablement le ravageur le plus problématique à l'échelle mondiale, et selon les bassins de production français la mouche (*Delia*

¹⁰ <https://www.picleg.fr/Publications/Etudes-et-dossiers-thematiques/Liste-des-bioagresseurs-des-cultures-legumieres-et-des-methodes-de-contrôle-potentielle> - consulté le 09/01/23

radicum), les pucerons (*Brevicoryna brassicae*, *Myzus persicae*), les altises (*Phyllotreta* spp.) la pieride (*Pieris rapae*, *Pieris brassicae*), les noctuelles (*Mamestra brassicae*) ou les aleurodes peuvent être problématiques. Contre les lépidoptères, les filets peuvent être d'une bonne efficacité. Le contrôle des ravageurs repose cependant principalement sur des traitements aux insecticides suivant les risques. C'est le poste qui mobilise le plus de produits chimiques en culture de chou. L'IFT insecticide représente un tiers de l'IFT total. Cependant, le chou reste le moins soumis aux traitements phytosanitaires comparé aux autres cultures légumières.

Les principales **maladies** du poireau sont le mildiou (causé par *Phytophthora Porri*), la rouille (*Puccinia allii*) et la graisse du poireau, maladie bactérienne causée par *Pseudomonas syringae*. Il n'existe pas de résistances officielles contre les maladies du poireau. Le respect des délais de retour d'alliacées, la maîtrise de l'aération du feuillage et de la fertilisation font partie des techniques prophylactiques efficaces. La lutte chimique occasionne un usage massif de fongicides dont l'IFT (3,3) représente 38% de l'IFT total du poireau (Tableau 1-25). Le poireau est aussi sous la menace d'**insectes ravageurs** dont les plus importants sont le thrips, la mouche mineuse et la teigne (Picault *et al.*, 2016). La détection des vols, des pièges, des techniques de bassinage (contre le thrips), et l'effeuillage à la récolte permettent de limiter la perte de plantes commercialisables. Le contrôle de ces ravageurs par les traitements aux insecticides représente la part la plus importante, soit 43% de l'IFT total du poireau. Les fongicides et les insecticides sont les principaux postes de traitements sur cette culture dont l'IFT (8,8) est parmi les plus élevés en cultures légumières.

Les bioagresseurs du melon peuvent causer des dégâts et des dommages sur les quantités produites et la qualité des fruits. Les **maladies fongiques** restent les plus dangereuses¹¹. L'oïdium (*Podosphaera xanthii*) est la principale maladie aérienne (CA-PACA, 2021), la plus fréquente et la plus destructive du feuillage en production sous abri et en plein champ. La fusariose (principalement due à *Fusarium oxysporum* f.sp. melonis) est la principale maladie tellurique et peut générer des pertes importantes (Brachet, 2011). Des résistantes fortes ou partielles existent contre les différentes races de ces deux champignons. Plusieurs méthodes de lutte contre ces maladies sont mises en place (aération des abris, destruction des débris végétaux, contrôle de la fertilisation azotée, désinfection du matériel de travail et du sol, rotation culturale), mais le recours à la lutte chimique reste fréquent. Pour contrôler l'oïdium et le mildiou, le traitement précoce ou préventif est préconisé. Il est très difficile de se débarrasser de l'inoculum de fusarium une fois présent dans les sols, malgré l'efficacité partielle de méthodes de lutte biologique ou de solarisation. Pour la fusariose, peu de produits chimiques permettent un contrôle efficace de la maladie. Les traitements aux fongicides représentent le plus important, soit environ 75% de l'IFT total de 7.9 du melon (Tableau 1-25). La **bactériose** du melon (*Pseudomonas syringae*) est aussi une maladie difficilement contrôlable qui peut être redoutable en raison des pertes économiques importantes qu'elle pourrait générer. De même, les **insectes ravageurs** tels que les pucerons et les acariens peuvent être dommageables pour le melon mais ces derniers sont régulés par le contrôle de la qualité sanitaire des plants, le désherbage de la serre et ses abords, la surveillance des foyers, l'usage d'auxiliaires, l'installation de filets insect-proof, etc. L'introduction de plantes relais d'auxiliaires ou de bandes fleuries sont des techniques en développement. Contre le puceron *Aphis gossypii*, le gène de résistance VAT, intégré à la plupart des variétés de melon est efficace. La protection chimique aux insecticides est raisonnée, ce qui conduit à un usage peu fréquent des insecticides. L'IFT insecticide ne représente que 10% de l'IFT total.

En culture de tomate, les bioagresseurs et leur dangerosité dépendent du type de culture. Sous serre fermée en hors-sol, les ravageurs sont principalement maîtrisés par des mesures physiques et de la protection intégrée. Ces leviers perdent partiellement en efficacité dans des systèmes plus ouverts, tunnels et multi-chapelles en sol, et plein champ. Les principales **maladies** sont la pourriture grise (causée par *Botrytis cinerea*, surtout présent en serre dans les mois de contre-saison), l'oïdium (causée par deux agents *Oidium neolycopersicum* et *Leveillula taurica* dont l'importance relative dépend du mode de production), et le mildiou (causé par *Phytophthora infestans*). Les maladies telluriques comme la verticilliose ou la fusariose, longtemps dévastatrices, sont maintenant maîtrisées grâce à l'usage de variétés ou de porte-greffes résistants. De même, la plupart des variétés sont résistantes aux différentes races de cladosporiose (*Passalora fulva* (syn. *Fulvum fulva*)). Des variétés présentant des résistances intermédiaires à l'oïdium commencent à être diffusées. De même, le chancre bactérien (*Clavibacter michiganensis*) est l'une des plus redoutées en culture sous abris de la tomate. Selon le mode de propagation de l'agent pathogène, des opérations prophylactiques appropriées (destruction des résidus, nettoyage des outils, gestion de la température et de l'hygrométrie, désinfection des serres, etc...) doivent être employées. Des méthodes de biocontrôle (agents de lutte biologique, stimulateurs de défense) montrent des efficacités partielles. Cependant, le recours à la lutte chimique est très fréquent et s'effectue

¹¹ <http://ephytia.inra.fr/fr/C/7629/Melon-Index-maladies-et-ravageurs-du-melon> - consulté le 09/01/23

notamment de manière préventive ou précoce. Les maladies comme la pourriture grise et l'oïdium sont difficilement contrôlables une fois déclarées. Les traitements aux fongicides représentent la part la plus importante avec un IFT (7,2) équivalent à 60% de l'IFT total de la tomate en culture sous abris (Tableau 1-25). Elle est la source principale des traitements phytosanitaires sur la tomate dont l'IFT total (12) est l'un des plus élevés en cultures légumières. Les **insectes ravageurs** (*Tuta absoluta*, pucerons, aleurodes, thrips, mineuses) engendrent un risque direct d'affaiblissement de la plante ou d'altération des fruits, mais aussi pour certains (aleurodes, pucerons, thrips) un risque de transmission de virus (ToMV, TSWV, TYLCV, ToBRFV). Le contrôle de ces insectes se fait principalement à travers des méthodes de protection intégrée avec du biocontrôle (basé principalement sur la miride *Macrolophus pygmaeus*, mais aussi *Encarsia spp.*, *Dicyphus spp.*, etc.) associé à des mesures prophylactiques (détection, destruction des débris végétaux et résidus de culture, installation de filets insect-proof aux ouvertures des abris, désherbage de la serre et ses abords, etc.). Les **acariens** (*Tetranychus urticae*) posent aussi beaucoup de problèmes en culture sous serre par climat sec. Malgré son effet limité contre les vecteurs de virus, la lutte chimique reste fréquente lorsque les méthodes alternatives s'avèrent inefficaces. Le nombre d'IFT insecticide est plus important en culture hors-sol (Tableau 1-24), mais il est plus faible rapporté à la durée plus longue de la culture en comparaison aux cultures de tomates en sol pour le frais ou l'industrie.

Tableau 1-25. Indicateurs de Fréquence de Traitement (IFT) en cultures légumières en 2018 en France métropolitaine

Culture		IFT	Fongicide	Herbicide	Insecticide	Autre	Semences ou plants	IFT total
Carotte	Pleine terre		3	2,4	1,5	0,6	0,6	8,1
Chou	Pleine terre		0,8	0,7	1,2	0,1	0,8	3,6
	<i>Dont chou à inflorescence</i>	<i>Pleine terre</i>	<i>0,6</i>	<i>0,6</i>	<i>0,9</i>	<i>0</i>	<i>0,8</i>	<i>2,9</i>
Melon	Pleine terre		5,9	0,3	0,8	0,1	0,7	7,9
Poireau	Pleine terre		3,3	0,9	3,8	0,2	0,6	8,8
Tomate	Hors sol		3	ns	3,9	0,1	0,9	7,9
	Pleine terre		7,2	1,2	2,7	ns	0,8	12
	Tous modes		6,3	0,9	3	ns	0,8	11,2

Source : Enquêtes pratiques culturelles (Agreste, 2020a)

1.6. Bioagresseurs dans les régions d'Outre-Mer

Les cultures dominantes dans les départements d'Outre-Mer sont entre autres la canne à sucre (Guadeloupe et Réunion), la banane (Martinique et Guadeloupe), ainsi que dans leur ensemble les cultures de diversification maraîchères et fruitières (Guyane et Mayotte) (Lavarde *et al.*, 2019). Dans cette section, nous présentons les principaux bioagresseurs de la canne à sucre et de la banane.

1.6.1. Principaux bioagresseurs de la canne à sucre

En culture de canne à sucre, on distingue plusieurs types de bioagresseurs dont les champignons, les insectes, les adventices, etc. Leurs caractéristiques ainsi que les principales méthodes de lutte actuellement mises en œuvre sont détaillées en Annexe 1-1-16. La **flore adventice** (lianes, graminées, vivaces, etc.) demeure l'une des problématiques majeures auxquelles sont confrontés les producteurs (Antoir *et al.*, 2016). Les dommages causés par ces adventices sont principalement de deux types à savoir les pertes directes et indirectes. Les pertes directes sont liées à des baisses de rendement d'environ 9 à 15 t/ha pour un mois de retard de désherbage à partir du deuxième mois de culture (Antoir *et al.*, 2016). Les pertes indirectes sont occasionnées par les surcoûts liés à la hausse du temps d'entretien, aux traitements phytosanitaires, et à la pénalisation des cycles ultérieurs (Frédy *et al.*, 2013). Pour gérer cette flore, plusieurs méthodes de lutte agronomiques sont déployées à savoir les désherbages mécanique et manuel, le fanage de la paille sur la parcelle, les semis de plantes de service sur l'inter-rang, les couvertures végétales et les engrais verts. Cependant, la lutte chimique reste la principale méthode utilisée dans les DOM TOM (Grossard et Grolleau, 2016). Les traitements aux herbicides représentent la quasi-totalité des traitements phytosanitaires déployés dans la lutte contre les bioagresseurs de la canne à sucre (Tableau 1-26). L'IFT total est équivalent à l'IFT herbicide sauf en 2014. Les autres bioagresseurs tels que les **maladies** et les **ravageurs** sont contrôlés grâce à l'utilisation de variétés résistantes (Faure, 2016). Les traitements aux fongicides et aux insecticides sont quasi-inexistants.

Tableau 1-26. Indicateurs de Fréquence de Traitement de la canne à sucre dans les DOM TOM entre 2011 et 2017

	Guadeloupe			La Réunion			DOM TOM		
	2011	2014	2017	2011	2014	2017	2011	2014	2017
IFT fongicide	0	-	0	0	0	0	0	-	0
IFT herbicide	2	2,4	1,7	-	3,4	3,1	2,2	2,9	2,6
IFT insecticide	0	-	-	-	-	-	-	-	-
IFT autre	0	-	0	0	1,4	-	0	0,8	-
IFT sur semence	0	0	0	0	0	0	0	0	0
IFT total	2	2,6	1,7	2,3	4,8	3,2	2,2	3,8	2,6

Sources : Enquêtes pratiques culturelles (Agreste, 2019b, 2021a)

1.6.2. Principaux bioagresseurs de la banane

En culture de banane, les principaux types de bioagresseurs sont les champignons, les nématodes, les insectes, les rongeurs et les adventices. Leurs caractéristiques ainsi que les principales méthodes de lutte actuellement mises en œuvre sont détaillées en Annexe 1-1-17. Ces bioagresseurs entraînent des dégâts et dommages importants à savoir une destruction des bananiers, une diminution des quantités produites, une dégradation de la qualité des bananes et une limitation forte de la commercialisation à l'export. Parmi les **maladies fongiques**, les plus importantes sont la cercosporiose et la fusariose. La gestion de ces bioagresseurs s'articule autour de plusieurs méthodes agronomiques et des traitements aux fongicides. La lutte agronomique contre la cercosporiose consiste à couper toutes les feuilles du pied-mère lors de la récolte, réduire l'humidité des

parcelles, implanter la bananeraie sur un terrain bien drainé avec une densité de plantation optimale, etc. Pour la fusariose, les mesures sont préventives et basées sur de la biosécurité car en cas de contamination, les parcelles doivent être détruites en raison de l'absence de traitement chimique (Jean-Baptiste et Marie-Nely, 2020). Les fongicides concentrent la majeure partie des traitements phytosanitaires sur la banane. L'IFT fongicide (6,1) représente plus de 87% de l'IFT total de la banane (Tableau 1-27). Les autres bioagresseurs qui menacent la banane sont les **nématodes** et les **insectes** comme les charançons mais leur contrôle se fait principalement par des méthodes agronomiques. Le traitement aux insecticides est quasi-inexistant. Quant aux herbicides appliqués contre les adventices, ils ne représentent qu'environ un dixième de l'IFT total.

Tableau 1-27. Indicateur de fréquence de traitements de la banane en 2018 dans les DOM TOM

IFT fongicide	6,1
IFT herbicide	0,9
IFT insecticide	ns
IFT autre	0
IFT Total	7

Sources : Enquêtes pratiques culturales (Agreste, 2021b)

1.7. Conclusion

Ce chapitre visait à caractériser les dommages causés par les bioagresseurs aux cultures en France dans l'objectif d'identifier les principaux enjeux associés à leur protection. Pour cela, des informations et données issues de la littérature grise et académique ont été collectées puis analysées afin de (i) présenter les principaux bioagresseurs et les principales méthodes de protection actuellement mises en œuvre pour chacun des grands types de cultures présents en France métropolitaine (grandes cultures, viticulture, arboriculture et production légumière) et dans les régions d'Outre-Mer ; et (ii) quantifier, lorsque les données disponibles le permettent, les pertes économiques associées aux dommages (potentiels ou réels) causés par ces bioagresseurs. Nous synthétisons dans cette section les informations clés qui ressortent de ces analyses.

Notons que l'état des lieux synthétisé ci-après n'est pas totalement exhaustif car il dépend des informations rapportées dans la littérature. Certains bioagresseurs exerçant localement une pression importante mais ne constituant pas un enjeu à l'échelle nationale et/ou de toute une filière peuvent ainsi ne pas apparaître dans cette synthèse.

1.7.1. État des lieux, par culture, de la pression parasitaire, des méthodes de lutte déployées et des enjeux économiques associés

Grandes cultures

Céréales à paille

Les **maladies fongiques** du blé tendre (septoriose, fusariose, piétins, rouilles et oïdium) et celles de l'orge (helminthosporiose, rhynchosporiose, ramulariose, oïdium, rouille et grillures), ainsi que les **adventices** (folle avoine, vulpin, ray-grass, brome stérile et gaillet) sont les bioagresseurs les plus problématiques des céréales à paille. La lutte contre ces bioagresseurs mobilise des méthodes agronomiques (choix variétal, rotation, densité de semis, etc.) et des traitements fongicides et herbicides faisant du blé tendre (IFT = 5,1¹²) et de l'orge d'hiver (IFT = 4,4) des cultures soumises à des usages fréquents de pesticides de synthèse. Cependant, l'efficacité des fongicides est limitée sur certaines maladies (fusariose et piétin échaudage). Des herbicides sont nécessaires pour contrôler les adventices majeures de ces deux cultures sauf le brome stérile dont le contrôle sur l'orge est impossible par voie chimique.

Les dommages causés par ces bioagresseurs conduisent à une baisse des rendements des céréales et à une dégradation de leur qualité (production par l'Ergot d'alcaloïdes toxiques pour l'homme et les animaux ; hausse de la teneur en mycotoxines de la farine causée par la fusariose, empêchant sa consommation ; présence de graines et restes d'adventices gênant la production de semence). Des données des instituts techniques agricoles montrent que la perte potentielle (perte en absence de traitements chimiques) de rendement de blé tendre causée par les adventices (2,6 t/ha) est plus élevée que celle liée aux maladies fongiques (1,7 t/ha). Pour l'orge d'hiver, la perte potentielle de rendement attribuable aux maladies fongiques s'élève à 1,5 t/ha. La perte réelle (perte malgré la protection des cultures) sur le blé tendre causée par les maladies fongiques est comprise entre 0,5 et 0,8 t/ha et montre un contrôle partiel de ces maladies fongiques. En revanche, la situation semble être bien maîtrisée pour les adventices du blé tendre dont la perte réelle estimée dans la littérature est faible (0,25 à 0,3 t/ha). De même, les maladies fongiques de l'orge d'hiver semblent être bien contrôlées puisque la perte réelle de rendement est d'environ 0,35 t/ha. Ces niveaux de pertes potentielles et réelles sont à mettre en regard du rendement moyen du blé tendre et de l'orge d'hiver, de l'ordre de 7 t/ha sur la période 2015-2019 (Données Agreste SAA). **La gestion des bioagresseurs du blé tendre constitue un enjeu économique majeur** parce que le blé tendre se classe parmi les filières ayant la valeur économique la plus élevée en France (plus de 5 milliards d'euros par an) et la perte économique potentielle (causée par les maladies fongiques ou les adventices) la plus importante (plus d'un milliard d'euros). **La gestion des bioagresseurs de l'orge d'hiver constitue également un**

¹² Les valeurs d'IFT indiquées dans cette conclusion désignent l'IFT total (tous types de pesticides) et sont des moyennes nationales.

enjeu économique important mais moindre que celui du blé tendre. La valeur économique de l'orge est comprise entre 1 et 2 milliards d'euros et la perte économique potentielle (liée aux maladies fongiques) subie est de moins de 500 millions d'euros.

Maïs grain et fourrage

Les bioagresseurs les plus problématiques du maïs sont principalement les **adventices** (digitaire, sétaires, panic pied-de-coq, datura et liserons) auxquelles s'ajoutent les **maladies fongiques** (helminthosporiose et fusariose de l'épi) et les **insectes ravageurs** (pyrales, taupins, géomyzes, scutigérelles et sésamies). La lutte contre ces bioagresseurs mobilise des méthodes agronomiques (rotation, choix variétal, etc.) et des traitements herbicides fréquents pour contrôler les adventices. Le contrôle est impossible sur le Datura stramoine, mais sur la plupart des autres adventices majeures sont contrôlées par des herbicides. Pour les maladies fongiques, les traitements fongicides sont quasi-inexistants en végétation et sont plutôt réalisés sur les semences. De même, des traitements d'insecticides sont faibles, d'autant plus qu'il n'existe pas de solutions chimiques pour lutter contre la géomyze et l'oscine, et qu'il existe des solutions de biocontrôle (trichogrammes) contre la pyrale du maïs. Cela fait du maïs une culture relativement peu utilisatrice de produits chimiques (IFT = 2,8).

Les dommages causés par ces bioagresseurs sont essentiellement la baisse des rendements du maïs et la dégradation de sa qualité (production de mycotoxines avec la fusariose, présence d'impuretés et hausse de l'humidité des grains causées par les adventices et la contamination par les alcaloïdes toxiques liée à la datura stramoine). Des données de la littérature chiffrent le dommage potentiel causé par les maladies fongiques à 0,6 – 1,4 t/ha, pour un rendement moyen de l'ordre de 9 t/ha sur la période 2015-2019 (Données Agreste SAA). **La gestion des bioagresseurs du maïs constitue un enjeu économique** : sa valeur économique est comprise entre 1 et 2 milliards d'euros et la perte économique potentielle (causée par les maladies fongiques) est inférieure à 500 millions d'euros.

Pomme de terre

Les bioagresseurs les plus problématiques de la pomme de terre sont les **maladies fongiques** (mildiou, dartrose, gale argentée et rhizoctone brun), les **insectes ravageurs** (doryphore, taupins) et les **adventices** (matricaire, mercuriale, chénopode, morelle, renouées). La lutte contre ces bioagresseurs mobilise des méthodes agronomiques (choix variétal, rotation, etc.) et des traitements de fongicides, d'insecticides et d'herbicides. Les fongicides concentrent une grande partie (70%) de la lutte chimique sur la pomme de terre en raison du mildiou qui demeure la maladie la plus dangereuse. Les autres postes de traitements (insecticides et herbicides) sont également importants avec des IFT plus élevés que ceux des céréales à paille. Ces traitements font de la pomme de terre une culture soumise à un usage très fréquent de produits chimiques (IFT = 16,6). Par ailleurs, certaines adventices (matricaire, mercuriale et chénopode) sont plus faciles à contrôler par les herbicides que d'autres (morelle et renouées).

Ces bioagresseurs causent des dommages sur le rendement de la pomme de terre et sur la qualité des tubercules (présence de sclérotés, défauts visuels, trous, etc.). Dans la littérature, la perte potentielle de rendement causée par les maladies fongiques est estimée à environ 27 t/ha en moyenne, pour un rendement moyen de l'ordre de 41 t/ha sur la période 2015-2019 (Données Agreste SAA). La perte réelle liée à ces maladies se situe entre 5 et 14 t/ha et montre que ces maladies sont plutôt bien maîtrisées. **La gestion des bioagresseurs de la pomme de terre constitue un enjeu économique majeur** : même si la valeur économique de la pomme de terre est comprise entre 2 et 5 milliards d'euros, la perte économique potentielle (liée aux bioagresseurs) que pourrait subir la filière est supérieure à 1 milliard d'euros.

Betterave

Les bioagresseurs les plus problématiques de la betterave sont les **maladies fongiques** (cercosporiose, ramulariose, oïdium, rouille et rhizoctone brun), les **maladies virales** (rhizomanie et jaunisse), les **adventices** (chénopode blanc, morelle et renouées) et les **nématodes à kystes**. La lutte contre ces bioagresseurs mobilise des méthodes agronomiques (choix variétal, rotation, etc.) et des traitements de fongicides et d'herbicides représentant à eux deux environ 80 % de l'IFT total. Le contrôle de la cercosporiose par les fongicides est plus efficace s'il est combiné avec le choix de variétés tolérantes à la maladie. Sur la betterave, le contrôle chimique des adventices majeures est plutôt efficace. Ce n'est pas le cas des nématodes, pour lesquels aucune lutte chimique n'est homologuée. Les insecticides sont utilisés notamment pour lutter contre les insectes vecteurs de maladies virales, mais à des niveaux d'IFT faibles. A noter que certains traitements ciblés sont très controversés car ils impliquent l'usage de produits à base de néonicotinoïdes, au sujet desquels un Plan national de recherche et d'innovation est en cours (pour

identifier des solutions alternatives de gestion des viroses et de leurs vecteurs). La betterave est cependant globalement une culture soumise à un usage fréquent de produits chimiques (IFT = 5,5).

Les dommages causés par les bioagresseurs sont essentiellement la réduction de rendement de la betterave et la perte en qualité (réduction de la teneur en sucre, perte de qualité à la transformation et pourriture), bien que les données disponibles ne permettent pas de quantifier ces pertes. Si la valeur économique de cette filière (0,5 à 1 milliard d'euros) est inférieure à celle des cultures comme l'orge et le maïs, **la gestion des bioagresseurs de la betterave constitue un enjeu micro-économique potentiellement important du fait de certains bioagresseurs difficile à contrôler.**

Colza

Les bioagresseurs les plus problématiques du colza sont les **maladies fongiques** (phoma et sclérotinia), les **insectes ravageurs** (altise, charançon et méligèthe) et les **adventices** (gaillet, sanve, ray-grass, brome, vulpin, matricaire, etc.). La lutte contre ces bioagresseurs mobilise des méthodes agronomiques (choix variétal, rotation, densité de semis) et des traitements fréquents de fongicides, d'herbicides et d'insecticides, faisant du colza (IFT = 6,5) la culture recevant le plus de traitements chimiques parmi les oléagineuses.

Les dommages causés par ces bioagresseurs sont principalement la réduction du rendement du colza et la dégradation de sa qualité (impuretés et hausse du taux d'humidité). La littérature ne fournit qu'une quantification de la perte potentielle de rendement causée par les adventices, estimée à 0,35 t/ha (pour un rendement de l'ordre de 3,2 t/ha en moyenne sur la période 2015-2019). La perte économique potentielle (causée par les adventices) que pourrait subir la filière est inférieure à 500 millions d'euros. Du fait de la valeur économique de la filière, comprise entre 1 et 2 milliards d'euros, **la gestion des bioagresseurs du colza constitue un enjeu micro-économique important.**

Tournesol

Les bioagresseurs les plus problématiques du tournesol sont les **adventices** (ambroisie, tournesol sauvage, etc.) et **plantes parasites** (orobanche), ainsi que les **maladies fongiques** (phoma, sclerotinia et phomopsis). La lutte contre ces bioagresseurs mobilise des méthodes agronomiques (choix variétal, rotation, densité de semis, etc.) et des traitements d'herbicides. Les traitements contre les maladies fongiques sont quasi-inexistants en végétation, seules les semences sont traitées. Cela fait du tournesol la culture oléagineuse la moins fréquemment traitée (IFT = 2,7).

Les dommages causés par les bioagresseurs sont essentiellement la perte de rendement et la dégradation de la qualité (réduction de la teneur en huile, présence d'impuretés et d'alcaloïdes et hausse de l'humidité). La littérature ne fournit là encore qu'une quantification de la perte potentielle de rendement causée par les adventices, estimée à 0,41 t/ha (pour un rendement de l'ordre de 2,2 t/ha en moyenne sur la période 2015-2019). La perte économique potentielle (causée par les adventices) que pourrait subir la filière est inférieure à 100 millions d'euros, mais **la lutte contre les bioagresseurs constitue un enjeu économique relativement important pour la filière**, rapporté à sa valeur économique (comprise entre 200 et 500 millions d'euros).

Pois

Les bioagresseurs les plus problématiques du pois sont les **maladies fongiques** (anthracnose, mildiou), les **insectes ravageurs** (sitones, thrips, pucerons et cécidomyie) et les **adventices** (chardon, rumex). La lutte contre ces bioagresseurs mobilise des méthodes agronomiques (choix variétal, rotation, etc.) et des traitements relativement fréquents d'herbicides, de fongicides et d'insecticides (IFT = 4,8).

Les dommages causés par les bioagresseurs sont essentiellement la perte de rendement du pois et la dégradation de sa qualité, dommages non quantifiés dans la littérature. La gestion des bioagresseurs du pois constitue un enjeu économique relativement faible au regard de la valeur économique de la filière qui est de moins de 150 millions d'euros.

Féverole

Les bioagresseurs les plus problématiques de la féverole sont les **maladies fongiques** (rouilles, botrytis et anthracnose), les **insectes ravageurs** (bruches, sitones et pucerons) et les **adventices** (chardon, rumex). La lutte contre ces bioagresseurs mobilise des méthodes agronomiques (choix variétal, rotation, etc.) et des traitements d'insecticides et de fongicides, dont la fréquence des traitements est toutefois relativement moins importante que d'autres grandes cultures (IFT = 3,2). Contrairement au pois, le contrôle des adventices par la voie chimique est quasiment impossible pour la féverole.

Les dommages causés par les bioagresseurs sont essentiellement la perte de rendement et la dégradation de la qualité de la féverole, dommages non quantifiés dans la littérature. La gestion des bioagresseurs de la féverole constitue un enjeu économique relativement faible au regard de la valeur économique de la filière qui est de moins de 150 millions d'euros.

Lin fibre et oléagineux

Les bioagresseurs les plus problématiques du lin sont les **maladies fongiques** (septoriose, phoma, sclérotinia, courbure de la tige), les **adventices** (ray-grass et vulpin, renouée et matricaires) et les **insectes ravageurs** (thrips, altises). La lutte contre ces bioagresseurs mobilise des méthodes agronomiques (rotation...) et des traitements de fongicides et d'herbicides. Les insecticides sont utilisés fréquemment sur le lin fibre mais peu sur le lin oléagineux. Globalement, le lin reçoit relativement moins de traitements que d'autres cultures (IFT = 3,8).

Les dommages causés par les bioagresseurs sont essentiellement la perte de rendement en fibres et en grains et la dégradation de la qualité du lin.

Vigne

Les bioagresseurs les plus problématiques de la vigne sont les **maladies fongiques** (mildiou, oïdium), les **maladies virales** (court noué, enrroulement viral), les **insectes ravageurs** (cicadelle verte, tordeuse, phylloxera, *D. suzukii*) et les **adventices** (liserons, rumex, amarantes, érigérons). La lutte contre ces bioagresseurs mobilise des méthodes agronomiques (choix de cépage, densité de la vigne, enherbement, etc.), de biocontrôle (confusion sexuelle) et des traitements de fongicides (ces derniers représentant plus de 80 % de l'IFT total) et d'insecticides, **faisant de la vigne l'une des cultures recevant le plus de traitements chimiques en France (IFT = 15,5)**. La lutte contre les maladies fongiques se fait de façon préventive et celle liée aux maladies virales se concentre sur les insectes vecteurs. En cas d'infection virale (flavescente dorée, maladies du bois), les vignes doivent être arrachées car ces maladies sont incurables. Les insecticides sont peu efficaces sur le phylloxera et la drosophile *D. suzukii*. La lutte contre le phylloxera est basée depuis plus d'un siècle sur une méthode agronomique combinant résistance variétale et greffage.

Ces bioagresseurs peuvent entraîner une baisse en quantité des grappes, une dégradation de la qualité des raisins (modification des teneurs en sucre, acidité, tanins, etc.), une hausse de la vulnérabilité des ceps ou une baisse de leur longévité. Sans disposer d'informations quantitatives sur ces dommages, **la gestion des bioagresseurs de la vigne constitue un enjeu économique majeur** en raison du poids économique de la filière (plus de 5 milliards).

Cultures arboricoles

La littérature ne fournit aucune estimation quantitative des dommages (pertes de rendement) associés aux bioagresseurs des cultures arboricoles. Il n'est donc pas facile d'estimer l'enjeu économique lié à la protection des cultures contre les bioagresseurs. Cependant, du fait des IFT associés à ces cultures, la gestion des bioagresseurs (et l'identification de stratégies de gestion alternatives) constitue un enjeu environnemental majeur, local pour toutes les cultures, mais aussi national pour la pomme.

Pommier

Les bioagresseurs les plus problématiques du pommier sont les **maladies fongiques** (tavelure, oïdium) et les **insectes ravageurs** (carpocapse, pucerons). La lutte contre ces bioagresseurs mobilise des méthodes agronomiques (choix variétal, etc.) et des traitements de fongicides (représentant 66 % de l'IFT total) et d'insecticides, faisant de la pomme la culture recevant le plus de traitements chimiques en France (IFT = 29,5). La lutte chimique contre les maladies fongiques du pommier se fait de façon préventive.

Ces bioagresseurs peuvent entraîner une baisse en quantité et en qualité des pommes et un affaiblissement du pommier.

Pêcher

Les bioagresseurs les plus problématiques du pêcher sont les **maladies fongiques** (oïdium, cloque, monilioses) et les **insectes ravageurs** (pucerons, cochenilles, thrips). La lutte contre ces bioagresseurs mobilise des méthodes agronomiques (choix variétal, etc.) et des traitements de fongicides (56 % de l'IFT total) et d'insecticides, faisant

de la pêche l'une des cultures recevant le plus de traitements chimiques en France (IFT = 18,4). La lutte chimique contre les maladies fongiques du pêcher se fait de façon préventive.

Ces bioagresseurs peuvent entraîner une baisse en quantité et en qualité des pêches (fruits tâchés, déformés et impropres à la vente) et une perte en vigueur des arbres.

Prunier

Les bioagresseurs les plus problématiques du prunier sont les **maladies fongiques** (tavelure, rouille, monilia), les **maladies virales** (sharka) et les **insectes ravageurs** (acariens, carpocapses, pucerons). La lutte contre ces bioagresseurs mobilise des méthodes agronomiques et des traitements fréquents de fongicides et d'insecticides. La prune est l'une des cultures recevant le plus de traitements chimiques en France (IFT = 8,3) bien que le niveau soit inférieur à ceux de la pomme et de la pêche. La lutte contre la maladie virale se fait par des traitements contre les insectes vecteurs.

Ces bioagresseurs peuvent entraîner une baisse en quantité et en qualité des prunes (fruits tâchés, déformés, présentant des nécroses et impropres à la vente), voire conduire à l'arrachage des arbres (sharka).

Abricotier

Les bioagresseurs les plus problématiques de l'abricotier sont les **maladies fongiques** (oïdium de l'abricotier, monilia), la **bactériose** et les **insectes ravageurs** (pucerons, anarsia, mouche suzukii). La lutte contre ces bioagresseurs mobilise des méthodes agronomiques, des traitements massifs de fongicides et d'insecticides et des traitements au cuivre pour le cas de la bactériose. L'abricotier reçoit un nombre de traitements chimiques du même ordre que le prunier (IFT = 9,3).

Ces bioagresseurs peuvent entraîner une baisse en quantité et en qualité des abricots (fruits tâchés, déformés et impropres à la vente).

Cerisier

Les bioagresseurs les plus problématiques du cerisier sont les **maladies fongiques** (cylindrosporiose, monilia), la **bactériose** et les **insectes ravageurs** (pucerons, drosophile *D. suzukii*, mouche de la cerise). La lutte contre ces bioagresseurs mobilise des méthodes agronomiques et des traitements massifs de fongicides et d'insecticides. Le cerisier reçoit un nombre de traitements chimiques du même ordre que le prunier (IFT = 8,2).

Ces bioagresseurs peuvent entraîner une baisse en quantité et en qualité des cerises (baisse du calibre des fruits, lésions, écoulement du jus et impropres à la vente).

Cultures maraichères

La littérature ne fournit aucune estimation quantitative des dommages (pertes de rendement) associés aux bioagresseurs des cultures maraichères.

Carotte

Les bioagresseurs les plus problématiques de la carotte sont les **maladies fongiques** (alternariose, cercosporiose, pythium, sclerotiniose, etc.), les **adventices** (graminées et dicotylédones), les **insectes ravageurs** (mouche de la carotte) et les **nématodes**. La lutte contre ces bioagresseurs mobilise des méthodes agronomiques (choix variétal, rotation, etc.), ainsi que des traitements de fongicides, d'herbicides et d'insecticides **faisant de la carotte l'une des cultures les plus traitées (IFT = 8,1) parmi les cultures légumières**. Notons également l'utilisation d'agents de biocontrôle.

Les dommages causés par ces bioagresseurs sont essentiellement la perte de rendement de la carotte et la dégradation de sa qualité (nécrose, carottes fourchues et impropres à la vente, etc.).

Chou

Les bioagresseurs les plus problématiques du chou sont les **insectes ravageurs** (teigne, mouche, puceron altise, pieride, noctuelle), les **maladies fongiques** (hernie, mildiou, pied noir, tâches noires) et les **bactérioses**. La lutte contre ces bioagresseurs mobilise des méthodes agronomiques (choix variétal, rotation, etc.) et des traitements chimiques (essentiellement insecticides, et, dans une moindre mesure, de fongicides (IFT = 3,6).

Les dommages causés par ces bioagresseurs sont essentiellement la perte de rendement du chou et la dégradation de sa qualité (baisse du calibre, pourriture, etc.).

Poireau

Les bioagresseurs les plus problématiques du poireau sont les **maladies fongiques** (mildiou, rouille), les **insectes ravageurs** (thrips, mouche mineuse, teigne) et les **bactérioses** (graisse du poireau). La lutte contre ces bioagresseurs mobilise des méthodes agronomiques (rotation, etc.) et des traitements fréquents de fongicides et d'insecticides. Cela **fait du poireau l'une des cultures les plus traitées (IFT = 8,8) parmi les cultures légumières**. Les dommages causés par ces bioagresseurs sont essentiellement la perte de rendement du poireau et la dégradation de sa qualité (aspect lacéré, impropre à la vente, etc.).

Melon

Les bioagresseurs les plus problématiques du melon sont les **maladies fongiques** (oïdium, fusariose), la **bactériose** et les **insectes ravageurs** (pucerons, acariens). La lutte contre ces bioagresseurs mobilise des méthodes agronomiques (choix variétal, rotation, plantes relais d'auxiliaires ou de bandes fleuries, etc.) et des traitements chimiques (essentiellement fongicides et, dans une moindre mesure, d'insecticides), **faisant du melon l'une des cultures les plus traitées (IFT = 7,9) parmi les cultures légumières**. Malgré tout, il existe peu de produits efficaces contre la fusariose. De même, la bactériose est difficilement contrôlable. Les dommages causés par ces bioagresseurs sont principalement la perte de rendement du melon et la dégradation de sa qualité (fruits tâchés, chancreux, grasseux, etc.).

Tomate

Les bioagresseurs les plus problématiques de la tomate sont les **maladies fongiques** (pourriture grise, oïdium, mildiou), les **insectes ravageurs** (mineuse *Tuta absoluta*, pucerons, aleurodes, thrips, autres mineuses, etc.) et les **bactérioses** (chancre bactérien). La lutte contre ces bioagresseurs mobilise des méthodes agronomiques (choix variétal, densité des semis, etc.) et des traitements fréquents de fongicides et d'insecticides (**IFT = 11,2**) **faisant de la tomate la culture légumière la plus traitée**. Notons également l'utilisation d'agents de biocontrôle. Le contrôle chimique sur la pourriture grise et l'oïdium reste difficile. Les dommages causés par ces bioagresseurs sont principalement la perte de rendement de la tomate et la dégradation de sa qualité (tomates tâchées, petites, etc.).

Outre-Mer

Canne à sucre

Les bioagresseurs les plus problématiques de la canne à sucre sont les **adventices** (herbes fataques, petit chiendent, etc.). Pour lutter contre ces bioagresseurs, plusieurs méthodes sont mobilisées à savoir le désherbage mécanique de l'inter-rang, le fanage de la paille sur la parcelle, le désherbage manuel de rattrapage au moment de l'épillage, le semis de plantes de service sur l'inter-rang, etc. et des traitements d'herbicides (IFT = 2,6). Les dommages causés par ces bioagresseurs sont essentiellement la perte de rendement en canne.

Banane

Les bioagresseurs les plus problématiques de la banane sont les **maladies fongiques** (cercosporiose, fusariose). La lutte contre ces bioagresseurs mobilise des méthodes agronomiques (densité de plantation, etc.) et des traitements fréquents de fongicides, **faisant de la banane l'une des cultures les plus traitées (IFT = 7)**. Cependant, il n'existe pas de produits chimiques efficaces contre la fusariose. Les dommages causés par ces bioagresseurs sont principalement l'affaiblissement du bananier, la perte de rendement de la banane et la dégradation de sa qualité avec une possible limitation forte de la commercialisation des bananes exportées.

1.7.2. État des lieux général, en France, de la pression parasitaire et des stratégies de lutte déployées

Dans ce chapitre, nous avons analysé 23 cultures agricoles en France et en Outre-Mer. Ce sont 10 grandes cultures (blé tendre, orge d'hiver, maïs, pomme de terre, betterave, colza, tournesol, pois, féverole et lin), la viticulture, 5 cultures arboricoles (pommier, pêcher, abricotier, prunier et cerisier), 5 cultures légumières

(tomate, carotte, melon, poireau et chou) et 2 cultures des régions d’Outre-Mer (canne à sucre et banane), sélectionnées en fonction de l’importance que la littérature (académique et technico-économique) y accorde et de la disponibilité des données.

L’état sanitaire des cultures en France montre que les maladies fongiques, les insectes ravageurs et/ou les adventices constituent des problématiques majeures pour la plupart de ces cultures, dans le sens où chacune de ces cultures fait face à des pertes potentielles importantes (soit globalement pour la filière, soit en terme de % de pertes pour le producteur) du fait de bioagresseurs appartenant à ces catégories, et déploie généralement des stratégies de protection des cultures basées sur l’emploi de pesticides. Les **maladies fongiques** sont problématiques pour toutes les cultures sauf la canne à sucre (Tableau 1-28). Les **insectes ravageurs** constituent un problème majeur pour 17 des 23 cultures étudiées. Toutes les cultures arboricoles et légumières, la vigne et 6 grandes cultures (maïs, pomme de terre, colza, pois, féverole et lin) sont concernées. Les **adventices** sont problématiques pour 13 cultures sur 23 à savoir toutes les grandes cultures, la vigne, la carotte (seule culture légumière concernée) et la canne à sucre en Outre-Mer. La flore adventice semble peu problématique pour les cultures arboricoles. D’autres bioagresseurs causent aussi des problèmes majeurs spécifiques à certaines filières : les **maladies bactériennes** (bactérioses) qui concernent les cultures arboricoles (abricotier et cerisier) et légumières (poireau, melon, tomate et chou) ; les **maladies virales**, très problématiques pour la betterave, la vigne, et le prunier en arboriculture ; et les **nématodes** qui constituent un problème majeur pour la betterave et la carotte.

Tableau 1-18. Bioagresseurs les plus problématiques selon les cultures analysées en France

Types de bioagresseurs	Cultures pour lesquelles les types de bioagresseurs constituent une problématique majeure
Maladies fongiques	- Toutes les cultures analysées sauf la canne à sucre
Insectes ravageurs	- Grandes cultures : maïs, pomme de terre, colza, pois, féverole et lin - Vigne - Toutes les cultures arboricoles analysées - Toutes les cultures légumières analysées
Adventices	- Toutes les grandes cultures analysées - Vigne - Cultures légumières : carotte - Outre-Mer : canne à sucre
Maladies bactériennes	- Cultures arboricoles : abricotier et cerisier - Cultures légumières : poireau, melon, tomate et chou
Maladies virales	- Grandes cultures : betterave - Vigne - Cultures arboricoles : prunier
Nématodes	- Grandes cultures : betterave - Cultures légumières : carotte

Source : compilation des auteurs

Pour lutter contre ces bioagresseurs, la stratégie aujourd’hui la plus fréquemment mise en œuvre est le contrôle des populations de bioagresseurs au moyen de la lutte chimique (recours à des pesticides, incluant l’usage de certaines substances de biocontrôle), déployée sur la quasi-totalité des surfaces de grandes cultures. La lutte chimique est la plupart du temps combinée avec le choix de **variétés peu sensibles, voire résistantes aux bioagresseurs** (pour lutter notamment contre les maladies), ainsi que des méthodes de **lutte culturale** que sont le choix de la **rotation culturale** (pour gérer les adventices, les maladies fongiques et bactériennes, les insectes ravageurs et les nématodes) et de la **densité de semis** (pour gérer les maladies fongiques).

La Figure 1-5 récapitule les principales stratégies de lutte contre les bioagresseurs pour les différentes cultures, en classant ces dernières selon : le niveau de l’Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT) ; la surface occupée en France par chaque culture ; la valeur économique de la filière (qui donne une indication des enjeux économiques associés à la protection des cultures, mais qui n’ont pas pu être estimées pour toutes les cultures). Elle récapitule également le poids des stratégies de luttes fondées sur le choix variétal et la diversification

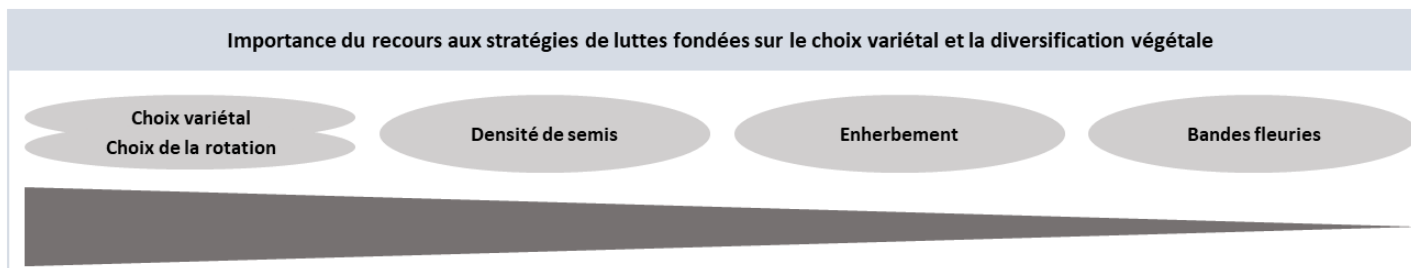
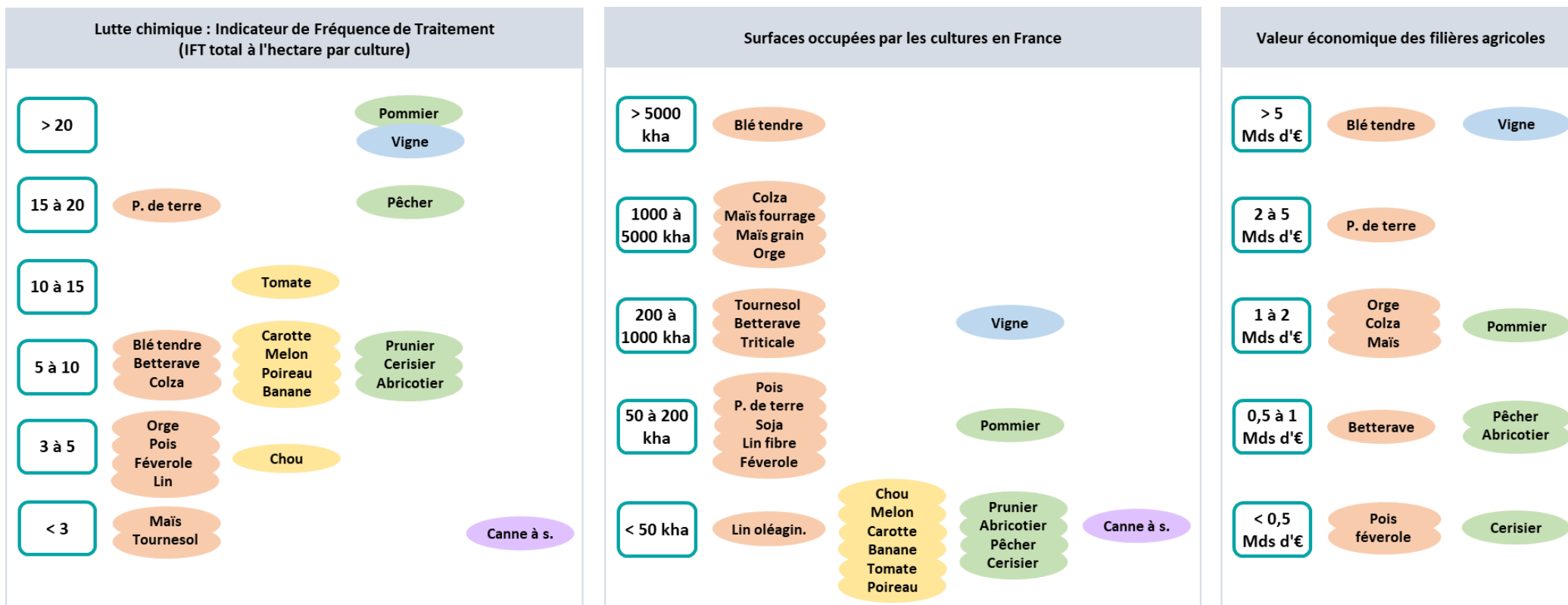
végétale les plus fréquemment citées dans la bibliographie (littérature grise des Instituts Techniques Agricoles), toutes cultures confondues¹³.

Seulement 3 des 23 cultures étudiées (majoritairement grandes cultures) ont un IFT inférieur à 3 : le maïs, le tournesol et la canne à sucre. Les vergers de pommiers et de pêchers, la vigne et la pomme de terre sont les cultures qui subissent le plus de traitements (IFT supérieurs à 15). Par catégories de cultures, on constate que ce sont majoritairement les cultures arboricoles, les cultures légumières et la viticulture qui sont les plus traitées (si l'on considère uniquement l'IFT).

¹³ Pour les autres méthodes agronomiques, voir les descriptions dans le corps du chapitre et dans les annexes.

Figure 1-5. Résumé des principales stratégies de lutte contre les bioagresseurs.

En orange : les grandes cultures ; en vert : cultures arboricoles ; en jaune : cultures légumières ; en bleu : viticulture ; en violet : cultures tropicales. Source : auteurs



La lutte agronomique basée sur la sélection de variétés capables de mieux tolérer ou de résister aux attaques de bioagresseurs, et la diversification de ces variétés à différentes échelles d'espace et de temps (méthode de diversification végétale), font partie des approches les plus citées dans la bibliographie, toutes cultures confondues. Ensuite, viennent des méthodes dites « culturales » comme le contrôle de la densité de semis ou de plantation, les rotations et quelques fois l'enherbement et les bandes fleuries. Ces trois dernières relèvent aussi de méthodes de diversification végétale. Selon les informations analysées, les méthodes culturales sont déployées pour lutter contre plusieurs types de bioagresseurs : la rotation est présentée comme permettant de gérer les adventices, les maladies fongiques, les insectes ravageurs, les bactéries et les nématodes. Le choix variétal est mis en avant comme stratégie permettant de gérer les maladies fongiques, les insectes ravageurs (melon), les maladies virales et les bactérioses. Les densités de semis sont présentées comme permettant de gérer les maladies fongiques ; l'enherbement pour gérer les adventices de la vigne et les bandes fleuries pour gérer les insectes ravageurs du melon.

Malgré la richesse des informations disponibles pour réaliser cet état des lieux des enjeux de protection des cultures en France, certaines données manquantes auraient pu permettre d'enrichir certaines sections de ce chapitre. Il existe ainsi peu de données de dommages dans la littérature académique, ce qui n'a pas permis d'estimer les pertes économiques et ainsi donc les enjeux associés pour chaque culture. Sur les 23 cultures étudiées, seules 6 d'entre elles (blé tendre, orge d'hiver, pomme de terre, maïs, colza et tournesol) ont fait l'objet d'estimation de pertes économiques potentielles, présentées dans le tableau 1-19.

Globalement, sur les grandes cultures, il nous a manqué des données de dommages pour la betterave, le pois, la féverole et le lin. De même, les estimations de pertes économiques n'ont pas pu être faites pour le lin en raison du manque d'informations sur les prix de vente. Sur la vigne, nous n'avons pu estimer ni la valeur économique de la filière, ni les pertes économiques associées aux dommages causés par les bioagresseurs. En revanche, des estimations déjà réalisées sur le site interwin.fr permettent d'avoir des chiffres économiques clés de la filière viticole. Pour les cultures arboricoles, les informations concernant les méthodes de lutte basées sur la diversité végétale sont insuffisantes. De même, les données de dommages sont peu disponibles ou accessibles. Aucune culture arboricole n'a fait l'objet d'estimation de pertes économiques potentielles. De même, les prix ont manqué pour l'estimation de la valeur économique du prunier. Pour les cultures légumières, très peu d'informations sont fournies sur les adventices clés, même si pour certains légumes elles ne constituent pas un problème majeur. Pour ces cultures légumières en particulier, des experts nous confirment qu'il y a très peu de données chiffrées à l'échelle internationale en matière de pertes de rendement causées par les bioagresseurs, les plus avancés étant peut-être les extensions des services américains. Pour les cultures d'Outre-Mer (canne à sucre et banane) aucune estimation de perte économique ou de valeur économique n'a pu être faite en raison du manque de données.

Tableau 1-19. Ordres de grandeur des pertes moyennes annuelles associées aux bioagresseurs rapportés dans la littérature

Selon les sources, les pertes sont exprimées en valeur absolue ou en pourcentage du rendement atteignable (sauf mention explicite). Les estimations ne sont pas comparables entre elles du fait de la diversité des (catégories de) bioagresseurs considérés dans chaque étude.

Culture	Source	Pertes potentielles de rendement (en l'absence de toute protection contre un bioagresseur)	Pertes réelles de rendement (malgré la mise en place d'une stratégie de protection)
Blé	1	Adventices : 2,6 t/ha/an en moyenne sur 1993-2015	
	2	Maladies fongiques : 1,6 t/ha/an en moyenne sur 2002-2020	
	3	Tous bioagresseurs : 2 à 2,3 t/ha/an par rapport au rendement réel sur 1995-2012 (= 24,3 à 33% du rendement réel)	
	4	Tous bioagresseurs : 44 % sur 2001-2003 <i>Dont adventices : 18 à 29 % selon les régions</i> <i>Dont maladies : 12 à 20 % selon les régions</i>	Tous bioagresseurs : 14 % sur 2001-2003 <i>Dont adventices : 3 % (soit environ 0,25 à 0,30 t/ha/an)</i>
	5		Tous bioagresseurs sauf adventices : 0,5 t/ha/an sur 2009-2019 (soit 5 à 10 % selon les départements) <i>Dont septoriose : 0,2 t/ha/an</i>
	6		Tous bioagresseurs sauf adventices : 24,9% sur 2010-2014 <i>Dont : septoriose 5,5% ; rouille jaune 5,8% ; jaunisse nanisante 3,2% ; rouille brune 2,5% ; oïdium 2,2% ; tan spot 1,9% ; fusariose 1,8%</i>
	7		Maladies fongiques : 0,8 t/ha/an sur 2004-2008 <i>Dont septoriose : 0,66 t/ha/an (le reste = rouilles, fusariose, oïdium)</i>
Orge	2	Maladies fongiques : 1,51 t/ha/an sur 2002-2020	
	8	Maladies : 12 % sur 1996-1998	Maladies : 5 % sur 1996-1998
	5		Maladies fongiques : non significative sur 2009-2016
Maïs	9	Helminthosporiose : 0,6 à 0,8 t/ha/an Fusariose de l'épi : 1 à 1,4 t/ha/an	
Pomme de terre	9	Mildiou : 25 t/ha/an	Le dommage réel (notamment associé au mildiou) est difficilement estimable en raison des pertes après récoltes (pourriture des tubercules)
	6		Tous bioagresseurs sauf adventices : 9,8 % sur 2010-2014 <i>Dont : mildiou 3,2 % ; nématodes à kystes 3,1 % ; alternariose 1,3 %</i>
	4	Tous bioagresseurs : supérieure à 73 % sur 2001-2003	Tous bioagresseurs : 24 % sur 2001-2003
	10	Mildiou : 50 à 80 % sur 2006-2009 pour des variétés très faiblement à moyennement résistantes	
Colza	1	Adventices : 0,35 t/ha/an en moyenne	
	5		Maladies et insectes : 0,2 t/ha/an
Tournesol	1	Adventices : 0,41 t/ha/an en moyenne	

Références : 1. Cordeau *et al.*, 2016 (France – réseau Arvalis) ; 2. Arvalis, 2021a (France – réseau Arvalis) ; 3. Hossard *et al.*, 2015 (France) ; 4. Oerke, 2006 (Europe du Nord-Ouest) ; 5. Devaud et Barbu, 2019 (France) ; 6. Savary *et al.*, 2019 (Europe du Nord-Ouest) ; 7. Willocquet *et al.*, 2018 (France) ; 8. Oerke et Dehne, 2004 (Europe du Nord-Ouest) ; 9. Verjux *et al.*, 2017 (France – réseau Arvalis) ; 10. Rakotonindrina *et al.*, 2012 (France).

Bibliographie

- Agreste, (2017). Pratiques culturales en arboriculture - Campagne 2015.
- Agreste, (2019a). Enquête Pratiques phytosanitaires en viticulture en 2016 : nombre de traitements et indicateurs de fréquence de traitement.
- Agreste, (2019b). *Pratiques culturales en grandes cultures 2017 IFT et nombre de traitements*. France: Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, Agreste Chiffres et Données, (2019-3), 30. Édition complétée par des données sur les évolutions 2011-2017 édition janvier 2020.
- Agreste, (2020a). Pratiques phytosanitaires en production légumière en 2018 : IFT et nombre de traitements.
- Agreste, (2020b). Pratiques phytosanitaires en viticulture - Campagne 2016.
- Agreste, (2021a). Enquête pratiques culturales en grandes cultures et prairies 2017 - Principaux résultats (Version modifiée).
- Agreste, (2021b). Enquête Pratiques phytosanitaires en arboriculture en 2018 IFT et nombre de traitements.
- Antoir, J.; Goebel, R.; Le Bellec, F.; Esther, J.-J.; Maillary, L.; Mansuy, A.; Marion, D.; Marnotte, P.; Martin, J.; Rossolin, G.; Vincenot, D., (2016). *Les bonnes pratiques de désherbage de la canne à sucre – Ile de La Réunion 2016*. France: Chambre d'agriculture de La Réunion, 86.
- Arvalis, (2013a). *Choisir et décider 2012 Région Auvergne : Blé tendre d'hiver traitements et interventions de printemps*. Paris, France: Arvalis. P 25 - 118, Choisir et Décider, 25-118.
- Arvalis, (2013b). *Choisir et décider: pomme de terre*. Paris, France: Arvalis. P 73, Choisir et Décider, 73.
- Arvalis, (2014). *Choisir et décider: pomme de terre*. Paris, France: Arvalis. P 64, Choisir et Décider, 64.
- Arvalis, (2015). *Choisir et décider pour 2014 Régions Centre - Ile de France – Limousin : Blé tendre traitements et interventions de printemps*. Paris, France: Arvalis. P 41 - 158, Choisir et Décider, 41 - 158.
- Arvalis, (2016). *Blé tendre et blé dur lutte contre les maladies : Interventions de printemps 2015 – 2016 synthèse nationale*. Paris, France: Arvalis. P 42 - 120, Choisir et Décider, 42 - 120.
- Arvalis, (2017). *Choisir et décider synthèse nationale 2016 : céréales à paille interventions de printemps*. Paris, France: Arvalis. P 214, Choisir et Décider, 214.
- Arvalis, (2018). *Blé tendre et blé dur lutte contre les maladies : Interventions de printemps 2017 – 2018 synthèse nationale*. Paris, France: Arvalis. P 35 - 127, Choisir et Décider, 35 - 127.
- Arvalis, (2019). *Blé tendre et blé dur lutte contre les maladies : Interventions de printemps 2018 – 2019 synthèse nationale*. Paris, France: Arvalis. P 28 - 93, Choisir et Décider, 28 - 93.
- Arvalis, (2020). *Choisir et décider synthèse nationale 2019 : céréales à paille interventions de printemps*. Paris, France: Arvalis. P 156, Choisir et Décider, 156.
- Arvalis, (2021). *Choisir et décider synthèse nationale 2020 : céréales à paille interventions de printemps*. Paris, France: Arvalis. P 146, Choisir et Décider, 146.
- Arvalis, (2021). *Choisir et décider synthèse nationale : pomme de terre résultats d'essais 2020 et préconisations 2021*. Paris, France: Arvalis. P 80, Choisir et Décider, 80.
- Aubertot, J.-N.; Clerjeau, M.; David, C.; Debaeke, P.; Jeuffroy, M.-H.; Lucas, P.; Monfort, F.; Nicot, P.; Sauphanor, B., (2005). Chapitre 4 : Stratégies de protection des cultures. *Expertise scientifique collective "Pesticides, agriculture et environnement"*. 104.
- Barbier, J.M.; Constant, N.; Davidou, L.; Deliere, L.; Guisset, M.; Jacquet, O.; Lafond, D.; Panon, M.-L.; Sauvage, D., (2011). *CEPviti: co-conception de systèmes viticoles économes en produits phytosanitaires*, 29.
- Bibard, V.; Cabeza-Orcel, P., (2019). Adventices : enjeux et stratégies du désherbage du maïs. *Perspectives Agricoles*, (462): 48 - 50.
- Bos, L., (1982). Crop losses caused by viruses. *Crop Protection*, 1 (3): 263-282.

- Brachet, M.-I., (2011). *Protection phytosanitaire en culture de melon : les principaux ravageurs et maladies*. France: CTIFL, (274), 8.
- Briard, M., (2019). Carrot biotic stresses: challenges and research priorities. *Acta Horticulturae*, (1264_13): 113-122. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2019.1264.13>
- Brown, J.; Keane, P., (1997). Assessment of disease and effect on yield. *Plant Pathogen and Plant Diseases, Part III*,. Rockvale Publication ed., 315 - 329.
- Brunet, N.; Delos, M.; Guérin, O.; Guichard, L.; Guindé, L.; Mischler, P.; Munier-Jolain, N.; Omon, B.; Rolland, B.; Viaux, P.; Villard, A., (2009). *Tome II : analyse comparative de différents systèmes en grandes cultures*. France: INRA, Ecophyto R&D vers des systèmes de culture économiques en produits phytosanitaires, (Volet 1), 218.
- Butault, J.-P.; Dedryver, C.-A.; Gary, C.; Guichard, L.; Jacquet, F.; Meynard, J.M.; Nicot, P.; Pitrat, M.; Reau, R.; Sauphanor, B.; Savini, I.; Volay, T., (2010). *Ecophyto R&D: quelles voies pour réduire l'usage des pesticides? Synthèse du rapport d'étude*. Paris (France): INRA Editions - Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer, 93. Synthèse. <https://doi.org/10.15454/r7ae-b824>
- Calonnec, A.; Cartolaro, P.; Poupot, C.; Dubourdieu, D.; Darriet, P., (2004). Effects of *Uncinula necator* on the yield and quality of grapes (*Vitis vinifera*) and wine. *Plant Pathology*, 53 (4): 434-445. <https://doi.org/10.1111/j.0032-0862.2004.01016.x>
- CA-PACA, (2021). *Bilan BSV Melon 2020*. France: CA PACA, 18.
- Cerda, R.; Avelino, J.; Harvey, C.A.; Gary, C.; Tixier, P.; Allinne, C., (2020). Coffee agroforestry systems capable of reducing disease-induced yield and economic losses while providing multiple ecosystem services. *Crop Protection*, 134: 105149. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2020.105149>
- CGB, (2020). *2020 Faits et chiffres : Rapport annuel*. France: Confédération générale des planteurs de betteraves.
- Constant, N., (2013). *La maîtrise de l'oidium en viticulture biologique en Languedoc-Roussillon*. France: SudVinBio, 24.
- Cordeau, S.; Dessaint, F.; Denieul, C.; Bonin, L.; Vuillemin, F.; Delattre, M.; Rodriguez, A.; Guillemain, J.-P.; Chauvel, B., (2016). La nuisibilité directe des adventices en grandes cultures : quelles réponses nous apportent les essais désherbage ? *AFPP – 23e conférence du COLUMA : Journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes*. 2016, 12.
- Delière, L.; Cartolaro, P.; Naud, O.; Léger, B.; Goutouly, J.P.; Davidou, L.; Brosse, E., (2008). Conception et évaluation de Mildium, un processus opérationnel de décision pour une gestion fongicide coordonnée à apport réduit. *Phytoma*, (621): 20 - 24.
- Des Robert, M.-L., (2015). *État de l'art des connaissances sur le sujet du dépérissement du vignoble : synthèse bibliographique sous forme de fiche synthétiques*. France: BIPE, 147.
- Devaud, N.G.F.; Barbu, C.M., (2019). Quantification of bioagressors induced yield gap for grain crops in France. *bioRxiv*. <https://doi.org/10.1101/641563>
- Dowley, L.J.; Grant, J.; Griffin, D., (2008). Yield losses caused by late blight (*Phytophthora infestans* (Mont.) de Bary) in potato crops in Ireland. *IRISH JOURNAL OF AGRICULTURAL AND FOOD RESEARCH*, 47 (1): 10.
- Esker, P.D.; Savary, S.; McRoberts, N., (2012). Crop loss analysis and global food supply: focusing now on required harvests. *CAB Reviews*, 7 (052): 14.
- Faure, Y., (2016). *Projet : EXPE Guadeloupe– Mécanisation et innovation technique en vue de réduire l'utilisation des produits phytosanitaires dans des systèmes diversifiés ultramarins*. France: EPLEFPA Guadeloupe, 24.
- Fones, H.; Gurr, S., (2015). The impact of *Septoria tritici* Blotch disease on wheat: An EU perspective. *Fungal Genetics and Biology*, 79: 3-7. <https://doi.org/10.1016/j.fgb.2015.04.004>
- Fouré, E.; De Bellaire, L.d.L., (2020). *Maladies et ravageurs de la banane*. France: FruiTrop, (269), 10.
- Frédy, G.; Daniel, M.; Olivier, G., (2013). *Point sur la maîtrise de l'enherbement par voie chimique de la canne à sucre dans les départements d'outre-mer : (Guadeloupe – Martinique – Réunion)*. France: CTCS, eRcane, 11.
- Fried, G., (2012). Flore adventice des vignes éléments de reconnaissance, réponses r aux pratiques et services écologiques. Doué-la-Fontaine, France: 2012.

- Garnault, M.; Duplais, C.; Leroux, P.; Couleaud, G.; David, O.; Walker, A.S.; Carpentier, F., (2021). Large-scale study validates that regional fungicide applications are major determinants of resistance evolution in the wheat pathogen *Zymoseptoria tritici* in France. *New Phytologist*, 229 (6): 3508-3521. <https://doi.org/10.1111/nph.17107>
- Gaucher, D.; Gravouelle, J.-M., (2017). Pommes de terre: Gérer le mildiou durablement. *Perspectives Agricoles* (443) (2017): 60 - 63,
- Gharde, Y.; Singh, P.K.; Dubey, R.P.; Gupta, P.K., (2018). Assessment of yield and economic losses in agriculture due to weeds in India. *Crop Protection*, 107: 12-18. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2018.01.007>
- Gouache, D.; Bensadoun, A.; Brun, F.; Pagé, C.; Makowski, D.; Wallach, D., (2013). Modelling climate change impact on *Septoria tritici* blotch (STB) in France: Accounting for climate model and disease model uncertainty. *Agricultural and Forest Meteorology*, 170: 242-252. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.04.019>
- Grossard, F.; Grolleau, O., (2016). Les techniques alternatives au désherbage chimique en culture de canne à sucre en Guadeloupe et Martinique. France: 2016.
- Guenther, J.F.; Michael, K.C.; Nolte, P., (2001). The economic impact of potato late blight on US growers. *Potato Research*, 44 (2): 121-125. <https://doi.org/10.1007/BF02410098>
- Haverkort, A.J.; Boonekamp, P.M.; Hutten, R.; Jacobsen, E.; Lotz, L.A.P.; Kessel, G.J.T.; Visser, R.G.F.; van der Vossen, E.A.G., (2008). Societal Costs of Late Blight in Potato and Prospects of Durable Resistance Through Cisgenic Modification. *Potato Research*, 51 (1): 47-57. <https://doi.org/10.1007/s11540-008-9089-y>
- Hossard, L.; Philibert, A.; Bertrand, M.; Colnenne-David, C.; Debaeke, P.; Munier-Jolain, N.; Jeuffroy, M.H.; Richard, G.; Makowski, D., (2015). Effects of halving pesticide use on wheat production. *Scientific Reports*, 4 (1): 4405. <https://doi.org/10.1038/srep04405>
- ITB, (2018). *Bilan : Le désherbage des betteraves*. France: Institut Technique de la Betterave, (1080), 4.
- ITB, (2019). *Conseil de saison : Désherbage mécanique*. France: Institut Technique de la Betterave, (1092), 4.
- ITB, (2020). *Un point sur efficacité des doses réduites de néonicotinoïdes*. France: Institut Technique de la Betterave, (1120), 4.
- Jean-Baptiste, D.; Marie-Nely, H., (2020). *Le FOC TR4 : une grave menace pour la production bananière*. France: CA Martinique, 4.
- Kancel, M.; Jacoby-Koaly, C.; Joilan Luit, M.-C., (2018). *Bulletin de santé du végétal Région Guadeloupe: Filière de Grandes Cultures Culture Banane Commerciale*. France: CA Guadeloupe, 5.
- Lavarde, P.; Buy, C.; Thibault, H.-I., (2019). *Préfiguration de l'application du dispositif de certificats d'économie de produits phytopharmaceutiques (CEPP) aux Outre-mer*. France, 142.
- Leucker, M.; Mahlein, A.-K.; Steiner, U.; Oerke, E.-C., (2016). Improvement of Lesion Phenotyping in *Cercospora beticola* – Sugar Beet Interaction by Hyperspectral Imaging. *Phytopathology*®, 106 (2): 177-184. <https://doi.org/10.1094/PHYTO-04-15-0100-R>
- Lindquist, J.L., (2012). Mechanisms of Crop Loss Due to Weed Competition. *Biotic Stress and Yield Loss*. London: CRC Press, 239 - 259.
- Norton, G.A., (1976). Analysis of decision making in crop protection. *Agro-Ecosystems*, 3: 27-44. [https://doi.org/10.1016/0304-3746\(76\)90098-6](https://doi.org/10.1016/0304-3746(76)90098-6)
- Nutter, F.W.; Teng, P.S.; Shokes, F.M., (1991). Disease assessment terms and concepts. *Plant Disease*, 75 (11): 1187 - 1189.
- Nutter, F.W.; Teng, P.S.; Royer, M.H., (1993). Terms and Concepts for Yield, Crop Loss, and Disease Thresholds. *Plant Disease*, 77 (2): 211 - 216.
- Oerke, E.-C.; Dehne, H.-W., (2004). Safeguarding production—losses in major crops and the role of crop protection. *Crop Protection*, 23 (4): 275-285. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2003.10.001>
- Oerke, E.-C., (2006). Crop losses to pests. *The Journal of Agricultural Science*, 144 (1): 31-43. <https://doi.org/10.1017/S0021859605005708>

- Oliveira, C.M.; Auad, A.M.; Mendes, S.M.; Frizzas, M.R., (2014). Crop losses and the economic impact of insect pests on Brazilian agriculture. *Crop Protection*, 56: 50-54. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2013.10.022>
- Penaud, A.; Walker, A.-S., (2015). Oilseed Rape Pathogens in France. In: Ishii, H.; Hollomon, D.W., eds. *Fungicide Resistance in Plant Pathogens*. Tokyo: Springer Japan, 389-399.
- Picault, S.; Roy, G.; Villeneuve, F.; Davy, M.; Burlet, A., (2016). *Lutte contre les ravageurs du poireau (2e partie) : techniques et stratégies de protection contre les mouches mineuses*. France: CTIFL, Infos CTIFL, (319), 7.
- Platt, B., (2008). Maladies de la pomme de terre causées par des oomycètes. *Cahiers Agricultures*, 17 (4): 361-367. <https://doi.org/10.1684/agr.2008.0211>
- Rabbinge, R.; Ward, S.A.; Van Laar, H.H., (1989). *Simulation and systems management in crop protection*. Wageningen: Pudoc (*Simulation Monographs*).
- Rakotonindrina, T.; Chauvin, J.-É.; Pellé, R.; Faivre, R.; Chatot, C.; Savary, S.; Aubertot, J.-N., (2012). Modeling of Yield Losses Caused by Potato Late Blight on Eight Cultivars with Different Levels of Resistance to *Phytophthora infestans*. *Plant Disease*, 96 (7): 935-942. <https://doi.org/10.1094/PDIS-09-11-0752>
- Risède, J.-M.; Lescot, T.; Cabrera, J.C.; Guillon, M.; Tomekpé, K.; Kema, G.H.J.; Côte, F., (2010). *Nouvelles stratégies à court et moyen termes pour réduire l'utilisation des pesticides dans les cultures de bananes*. France: CIRAD, 36.
- Sauphanor, B.; Dirwimmer, C.; Boutin, S.; Chaussabel, A.-L.; Dupont, N.; Fauriel, J.; Gallia, V.; Lambert, N.; Navarro, E.; Parisi, L.; Plenet, D.; Ricaud, V.; Sagnes, J.-L.; Sauvaitre, D.; Simon, S.; Speich, P.; Zavagli, F., (2009). *Tome IV : Analyse comparative de différents systèmes en arboriculture fruitière*. France: INRA, Ecophyto R&D vers des systèmes de culture économes en produits phytosanitaires, 68.
- Savary, S., (1991). *Approches de la pathologie des cultures tropicales: exemple de l'arachide en Afrique de l'Ouest*. Paris: Ed. de l'ORSTOM (Institut français de recherche scientifique pour le développement en coopération) : Karthala.
- Savary, S.; Teng, P.S.; Willocquet, L.; Nutter, F.W., (2006). Quantification and Modeling of Crop Losses: A Review of Purposes. *Annual Review of Phytopathology*, 44 (1): 89-112. <https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.44.070505.143342>
- Savary, S.; Ficke, A.; Aubertot, J.-N.; Hollier, C., (2012). Crop losses due to diseases and their implications for global food production losses and food security. *Food Security*. 21. <https://doi.org/10.1007/s12571-012-0200-5>
- Savary, S.; Jouanin, C.; Félix, I.; Gourdain, E.; Piraux, F.; Willocquet, L.; Brun, F., (2016). Assessing plant health in a network of experiments on hardy winter wheat varieties in France: multivariate and risk factor analyses. *European Journal of Plant Pathology*, 146 (4): 757-778. <https://doi.org/10.1007/s10658-016-0955-1>
- Savary, S.; Félix, I.; Gourdain, E.; Piraux, F.; Brun, F.; Willocquet, L., (2017). Santé des plantes dans un réseau expérimental sur des variétés de blé d'hiver rustiques : analyses de risque. *Innovations Agronomiques*. <https://doi.org/10.15454/1.5138436922221646E12>
- Savary, S.; Willocquet, L.; Pethybridge, S.J.; Esker, P.; McRoberts, N.; Nelson, A., (2019). The global burden of pathogens and pests on major food crops. *Nature Ecology & Evolution*, 3 (3): 430-439. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0793-y>
- Teng, P.S.; Gaunt, R.E., (1980). Modeling systems of disease and yield loss in cereals. *Agricultural Systems*, (6): 131-154.
- Terres-Inovia, (2019). *Guide de culture pois 2019*. France: Terres Inovia, 32.
- Terres-Inovia, (2020). *Guide de culture lin oléagineux 2020*. France: Terres Inovia, 24.
- Terres-Inovia, (2021). *Guide de culture tournesol 2021*. France: Terres Inovia, 32.
- Verjux, N., (2017). Integrated Plant Protection in Potatoes: Review of the French Situation. *Potato Research*, 60 (3-4): 307-318. <https://doi.org/10.1007/s11540-018-9382-3>
- Verjux, N.; Bonin, L.; Doucet, R.; Gaucher, D.; Maumene, C.; Perriot, B.; Simonneau, D., (2017). Protection intégrée en grandes cultures : réalités et perspectives. *AFPP – 6e conférence sur les moyens alternatifs de protection pour une production intégrée*. 2017, 11.
- Villeneuve, F., (2012). *Le point sur les maladies et ravageurs : connaissance et maîtrise de la mouche de la carotte*. France: CTIFL, Le Point, (3), 10.

- Walker, P.T., (1983). Crop losses: the need to quantify the effects of pests, diseases and weeds on agricultural production. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 9: 119 - 158.
- Walker, P.T., (1987). Insect pest-loss relationships: characteristics and importance. *International Workshop on Crop Loss Assessment to Improve Pest Management in Rice and Rice-based Cropping Systems in South and Southeast Asia*. 1987, 171 - 184.
- Waller, J.M.; Lenné, J.M.; Waller, S.J., (2002). *Plant pathologist's pocketbook*. Oxon, UK ; New York: CABI Pub.
- Willoquet, L.; Félix, I.; de Vallavieille-Pope, C.; Savary, S., (2018). Reverse modelling to estimate yield losses caused by crop diseases. *Plant Pathology*, 67 (8): 1669-1679. <https://doi.org/10.1111/ppa.12873>

Annexe 1-1. Caractéristiques des principaux bioagresseurs des cultures en France métropolitaine, et principales méthodes de lutte mises en œuvre

Les informations contenues dans les tableaux ont été collectées de différentes sources. Certaines cellules sont vides ou incomplètes en raison du manque d'information. Chaque ligne est un résumé du bioagresseur, sa zone de présence, sa nuisibilité potentielle (dégâts et dommages), les facteurs de risque et les méthodes de luttés contre le bioagresseur. La troisième colonne fournit des informations quantitatives et qualitatives sur l'impact potentiel de chaque bioagresseur et ainsi donc son importance. Cependant, certains chiffres de cette colonne ne sont pas utilisés dans le calcul des pertes économiques parce que nous n'avons pas une idée des méthodes utilisées pour calculer les dommages. Par ailleurs, nous attirons l'attention des lecteurs sur le fait que ces informations ne sont que des résumés. Pour plus détail, les sites (liens) et les références bibliographiques sont fournis en bas de chaque tableau.

Liste des Annexes :

1-1-1. Céréales à pailles (blé, orge, avoine, triticale, seigle)	115
1-1-2. Maïs.....	118
1-1-3. Pomme de terre	120
1-1-4. Betterave.....	123
1-1-5. Colza	126
1-1-6. Tournesol	129
1-1-7. Pois et féverole	131
1-1-8. Lin fibre et oléagineux.....	133
1-1-9. Vigne	134
1-1-10. Vergers fruitiers	137
1-1-11. Carotte	141
1-1-12. Chou	143
1-1-13. Tomate	144
1-1-14. Melon	146
1-1-15. Poireau	148
1-1-16. Canne à sucre	149
1-1-17. Banane	150

1-1-1. Céréales à pailles (blé, orge, avoine, triticale, seigle)

Bioagresseur	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Virus				
Jaunisse Nanisante de l'Orge (orge et avoine plus sensibles) transmise par les pucerons (surtout <i>Rhopalosiphum padi</i>)	Tout le territoire métropolitain avec variation annuelle	4 t/ha en cas de fortes attaques. Dommages faibles si attaques tardives.	Semis précoces, repousses de céréales, présence de friches, de haies, de bois à proximité et de cultures avec pucerons, automnes doux et prolongés.	Détruire les repousses de céréales, éviter les semis précoces. Pas de traitement d'insecticide de semence, traitement en végétation dès la levée.
Mosaïques (blé, triticale, orge) transmises par un champignon (<i>Polymyxa graminis</i>)	Nord de la France, Région Centre	Les dégâts varient selon le climat de l'année. Ils sont plus souvent élevés dans les régions froides	Automne doux, limons battants, sables argileux, retour fréquent du blé dur, variétés sensibles et parcelle avec des dégâts antérieurs.	Choix variétal, semis de printemps, nettoyage des outils après avoir travaillé une parcelle contaminée. Il n'existe aucun moyen de lutte direct sur le vecteur (le champignon) ou les virus.
Maladie des pieds chétifs (blé) transmise par des cicadelles (<i>Psammotettix alienus</i>)	Région Centre, Est, Nord et d'autres régions selon les années.	En cas d'attaques précoces, les dégâts peuvent être importants. En dessous de 15 plantes par m ² atteintes, les dégâts sont limités.	Semis précoces, présence de repousses dans les parcelles voisines, de graminées sauvages, automne doux et sec : activité par temps ensoleillé (T°>15°C), parcelles bien exposées ou dans des zones bien abritées, bordées de haies, bois.	Détruire les repousses de céréales à proximité de la parcelle avant le semis, qui servent de refuge pour la cicadelle, éviter les semis précoces. Il n'existe pas de moyen de lutte contre le virus, mais la stratégie consiste à lutter contre la cicadelle vectrice du virus. Le traitement insecticide en végétation est à raisonner en fonction des observations régionales.
Champignons				
Ergot (seigle, triticale, blé dur, blé tendre, orge, avoine)	Toutes	Production d'alcaloïdes toxiques pour l'homme et les animaux.	Choix de la culture, désherbage, rotation, travail du sol/profondeur d'enfouissement, épisodes pluvieux.	Les moyens de lutte existant ne sont que préventifs : nettoyer les semences (en complément, traiter aux fongicides) en cas de contamination, labour, contrôler les vulpins et ray-grass, emploi de semences certifiées, éviter la culture de céréales à pailles en continu sur des parcelles infestées, contrôler efficacement le développement des graminées adventices.
Fusariose de l'épi (blé, triticale, orge)	Toutes	2 t/ha de perte et hausse de la teneur en mycotoxines de la farine.	Rotation, travail du sol, variétés sensibles, forte humidité ou pluies persistantes.	Enfouissement ou broyage fin des résidus de maïs et sorgho et choix variétal. Les produits chimiques ont une efficacité préventive et incomplète.
Helminthosporiose (<i>Helminthosporium teres</i> sur orge)	Toutes	Pertes de rendement comprises entre 1,5 t/ha et 3 t/ha selon les années.	Températures douces et hygrométrie élevée, pluies, semis précoces, variétés sensibles.	Proscrire les successions orge/orge, incorporer des pailles au sol, éliminer les repousses, désinfecter les semences, variétés peu sensibles. Lutte chimique.
Oïdium (blé, orge, seigle, triticale, avoine)	Toutes	Réellement nuisible que s'il contamine l'épi. Plus préjudiciable sur triticale.	Variétés sensibles, excès d'azote et apport précoce, culture dense et/ou feuillue, parcelle conservant l'humidité, longue alternance de périodes avec et sans pluies.	Choix variétal, densité de semis limitée et fractionnement de l'azote. Traitement phytosanitaire.

Bioagresseur	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Champignons (suite)				
Piétin échaudage (blé, orge, triticale, seigle)	Toutes	Pertes de rendement jusqu'à 50 % dans les cas les plus graves.	Rotation avec un retour fréquent de céréales, sols légers, sableux, aérés, hivers doux et humides, printemps pluvieux, sécheresse, semis précoces.	Rotation, désherbage, choix variétal, décaler la date de semis, broyer et répartir les andains de pailles. Traiter les semences. Aucun traitement foliaire curatif n'est efficace.
Piétin verse (blé, orge, triticale)	Toutes	Nuisibilité assez limitée.	Rotation, choix de variétés, semis précoces, sol plus humide, travail du sol, pluviométrie élevée et températures douces pendant l'automne et l'hiver	Choix de variétés peu sensibles. Les variétés avec une note de sensibilité (GEVES) de 5 et au-delà ne justifient pas de traitement.
Rouille brune (blé et triticale), Rouille naine (orge)	Précoce/ + grave au Sud, tardive et irrégulière au Nord	Domage pour le blé proche de la septoriose. Perte comprise entre 1 et 2,8 t/ha sur l'orge.	Variétés sensibles, l'azote augmente la sensibilité de la plante, semis précoce, repousses de céréales, températures comprises entre 15 et 20°C.	La lutte agronomique est essentiellement orientée vers le choix de variétés peu sensibles. Lutte phytosanitaire : la lutte préventive, au démarrage de la phase exponentielle de développement de la maladie est la plus efficace.
Rouille jaune (blé tendre, blé dur, triticale)	Toutes zones mais plus fréquente dans les régions océaniques	La lutte est plus difficile et la maladie est très nuisible lorsqu'elle est détectée tardivement.	Variétés sensibles, l'azote favorise la maladie, non destruction des repousses, secteur affecté l'année précédente, printemps frais et humides avec des températures de 10 à 15 °C, hivers doux.	La résistance variétale reste le moyen de lutte le plus efficace et le plus économique. Traitement phytosanitaire.
Septoriose (blé, triticale, seigle)	Toutes	Perte moyenne de 1,7 t/ha et jusqu'à 5 t/ha en situations plus exposées.	Variétés sensibles, date de semis, travail du sol, enfouissement et/ou broyage des résidus, densités élevées.	Essentiellement le choix de variétés peu sensibles. La lutte chimique préventive ou en début d'attaque est toujours la plus efficace.
Rhynchosporiose (orge, seigle, triticale)	Toutes	Nuisibilité sur l'orge entre 1 et 2,5 t/ha.	Sols froids et humides de type limons battants, temps frais avec des pluies répétées, sensibilité variétale et les retours rapides d'orge sur la parcelle.	Choisir une variété résistante, éviter les semis précoces, enfouir les pailles et favoriser leur décomposition. Traitement phytosanitaire.
Ramulariose (orge)	Toutes les zones de culture d'orge	Perte de rendement entre 1 et 2,8 t/ha	Régions ou années humides à l'épiaison, températures élevées et hygrométrie importante.	Travail du sol (éliminer les résidus de paille d'orges), résistance variétale mais pas totale. Traitement phytosanitaire.
Grillures de l'orge	Toutes les zones de culture d'orge	Perte de rendement entre 1 et 2,5 t/ha	Excès de rayonnement, présence massive de pollen germé sur les feuilles supérieures, présence d'humidité et sensibilité variétale.	Choisir une variété peu sensible, utilisation d'un fongicide en début de floraison, avec un fort pouvoir couvrant sur le feuillage.
Insectes				
Cécidomyie orange (Sitodiplosis mosellana) (blé)	Est, Centre, Ouest	Pertes de 0,1 t/ha pour une larve/épi et en qualité.	-	Choix variétal et traitement phytosanitaire.
Puceron de l'épi (Sitobion avenae) (blé tendre)	Toutes	Attaques significatives 1 année/5 en moyenne avec des pertes jusqu'à 2,5 t/ha.	-	Seuls les auxiliaires (coccinelles, syrphes...) peuvent limiter les populations de pucerons, mais leur action est toutefois insuffisante en cas de pullulation. Lutte chimique
Gastéropodes				
Limaces (Deroceras reticulatum et Arion hortensis)	-	Fortes attaques au semis /levée peuvent détruire une partie de la parcelle.	Humidité du sol, sols argileux et/ou motteux, rotations à base de colza, légumineuses, tournesol et céréales	Déchaumage, labour, préparation fine du sol, roulage du sol pour détruire les abris. Traitement phytosanitaire permet de protéger la culture mais il n'est pas suffisant pour réduire les populations.

Bioagresseur	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Adventices¹⁴				
Folle avoine (<i>Avena fatua</i>) (blé, orge)	Toutes	Le seuil de nuisibilité économique est atteint dès 5 à 15 pieds par m ² .	Sols argilo-calcaires, limono-argileux, neutres à acides, hiver froid, rotations courtes d'automne, travail du sol simplifié.	L'allongement de la rotation par l'addition d'une ou plusieurs cultures d'été, labour, déchaumages et faux-semis, décalage de la date de semis. Lutte chimique : blé et orge (contrôle possible, mais besoin de produits ciblés).
Vulpin des champs (<i>Alopecurus myosuroides</i>) (blé, triticale, orge)	Toutes sauf Sud-Est	Nuisibilité moyenne sur les rendements.	Successions culturales d'hiver, semis précoces des céréales d'hiver, niveaux élevés de fertilisation en particulier en azote, pratiques culturales simplifiées.	Rotation des cultures avec introduction de cultures de printemps et d'été, labour (tous les 3-4 ans) avant la culture à risque, retard de la date de semis en blé Désherbage chimique : blé et orge (contrôle possible, mais besoin de produits ciblés)..
Ray-grass d'Italie (<i>Lolium multiflorum</i>) (Céréales d'hiver et de printemps)	Toutes	Nuisibilité plus importante en situation de forte disponibilité en azote.	Les rotations courtes de semis d'automne (colza-blé-orge) et le non-labour accentuent inéluctablement les risques d'infestation et la pression de sélection.	Introduction de cultures d'été (semées dès la mi-avril), faux-semis réguliers, labour, éviter les apports d'engrais organiques azotés au printemps. Désherbage chimique : blé et orge (contrôle possible, mais besoin de produits ciblés).
Brome stérile (<i>Bromus sterilis</i>) (céréales à pailles)	Toutes	0,1 à 0,2 t/ha jusqu'à la disparition de la culture, dégradation de la qualité.	Rotations courtes avec cultures d'automne, non-labour permanent.	Dans la majorité des situations, une rotation incluant des cultures de printemps permet de gérer les problèmes de bromes, labour, déchaumages et faux-semis. Désherbage chimique : blé (contrôle possible, mais besoin de produits ciblés) ; orge (contrôle insuffisant ou impossible par voie chimique).
Gaillet gratteron (<i>Galium aparine</i>) (Céréales d'hiver et de printemps)	Toutes	Plus préjudiciable en céréales à paille. Pertes significatives dès 2 pieds/m ²	Simplification du travail du sol, développement des rotations à base de cultures d'hiver, avancée des dates de semis du blé.	Introduction de cultures d'été (semées dès la mi-avril), limiter les apports d'engrais organiques azotés, limiter les sources de contaminations, labour, faux-semis. Désherbage chimique : blé et orge d'hiver (contrôle facile : il existe plusieurs produits efficaces)

Sources : (Fiches.arvalis-infos.fr ; Arvalis-infos.fr/maladies-orges ; <http://itab.asso.fr/programmes/desherbage.php>; <http://www.infloweb.fr/>; <https://www.syngenta.fr/cultures/cereales/article-fongicide/maladies-orge> (Brunet *et al.*, 2009))

¹⁴ Un détail des 46 adventices majeures en grandes cultures est présenté sur le site <http://www.infloweb.fr/>

1-1-2. Maïs

Bioagresseurs	Zones	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Champignons				
Fusariose épi (F. graminearum et F. section liseola)	F. section liseola plus fréquent au Sud et aussi en Alsace, Centre et Ouest	La perte de rendement de 1 à 1,4 t/ha et risque de production de mycotoxines	Persistance d'un temps frais et humide dans la phase de maturation, sensibilité variétale, résidus de la culture précédente mal gérés	Bonne gestion des résidus, choix de variétés précoces et résistantes, récolte avant le 31 octobre, battage du maïs grain et ventilation. Protection fongique en production de semences
Helminthosporiose fusiforme	Alsace, Ouest de la Bretagne, Sud de l'Aquitaine, Vallée de l'Isère	Perte de rendement de 0,6 à 0,8 t/ha en maïs grain, jusqu'à 80% en maïs semence	Forte attaque l'année précédente, monoculture de maïs, variétés sensibles, gestion imparfaite des débris végétaux, manque de labour, hygrométrie et températures élevées	Enfouissement des résidus de maïs, choix de variétés tolérantes. Intervention dès les premières tâches avec un fongicide adapté permet de juguler la progression de la maladie.
Insectes				
Chrysomèle	Alsace et Rhône-Alpes	Plusieurs dizaines de quintaux de pertes en l'absence de lutte préventive et curative	Les plus fortes nuisibilités ont lieu lorsque les populations de chrysomèle sont abondantes après plusieurs années successives de culture de maïs.	Rotation avec absence de maïs quelques années. Pas de solutions curatives contre les larves installées dans le sol. Seules les adultes peuvent être réduites grâce à l'insecticide en végétation
Pyrale	Toutes les régions de production	4% de perte pour 1 larve par plante (2 ou 3 fois plus en cas de stress hydrique). Risque accru de fumonisines	Parcelles situées dans les zones géographiques où la pyrale était présente l'année précédente. Fortes attaques les années à hiver normalement froid et été plutôt humide.	Broyage fin des cannes de maïs diminue les larves à l'automne de 70 à 80%. Traitement insecticide visant les œufs ou les jeunes larves. Lutte en végétation visant la 1 ^{ère} ou la 2 ^{ème} génération.
Sésamie	Sud – ligne reliant la Vendée à la Drôme	Baisse du Poids de Mille Grains (PMG), difficulté de récolte, perte d'épis, présence de fumonisines	Le risque est particulièrement fort dans les régions où la présence du parasite a été importante l'année précédente et si l'hiver est clément.	Broyer les résidus et les collets. En végétation, pour la 1 ^{ère} génération, une seule application d'insecticide peut suffire. Intervention par enjambeur ou voie aérienne pour la 2 ^{ème} .
Taupins	Toutes	Entre 5 et 10% du rendement pour 10% de plantes attaquées. Destruction totale possible	Régions humides, zones où la présence de prairie est significative, sols riches en matière organique, assolements intégrant de la prairie permanente ou artificielle, dégâts antérieurs sur la parcelle, climat froid et humide	La fertilisation starter peut permettre une esquive partielle des faibles attaques mais est limitée en cas d'attaque moyenne/forte. Aucune solution curative phytosanitaire, traitement insecticide préventif de semence au semis.
Vers gris	Fréquemment observés dans les régions de France situées au sud de la Loire	Si l'attaque n'est pas détectée à temps, les vers gris peuvent causer des dégâts considérables certaines années.	Ce sont surtout les sols fraîchement travaillés, souples, qui font l'objet de pontes de la part des papillons et qui en conséquence vont subir les dégâts les plus importants.	La protection au semis à l'aide d'un produit microgranulés présente une efficacité contre les attaques précoces. Les seules solutions curatives efficaces sont l'application précoce d'insecticides alors que les larves sont encore sur les feuilles.
Géomyze	Ouest, Bassin Parisien, rarement en Rhône Alpes	Destruction totale possible	Les secteurs à printemps froids, avec un environnement bocager, sont plus exposés aux attaques.	Aucune solution préventive ni curative

Bioagresseurs	Zones	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Insectes (suite)				
Scutigérelles	Sud-Ouest (bassins de l'Adour et de la Garonne), Val de Loire, rare ailleurs.	Destruction totale possible	Sols soufflés, motteux ou présentant des galeries de vers de terre, zones plus rattachées (travail du sol) dans la parcelle ou les bordures plus tassées présentent souvent des attaques plus faibles.	La fertilisation starter aide à lutter contre la scutigérelle. Éviter d'avoir un sol soufflé, choisir des variétés à bonne vigueur au départ, éviter les semis trop précoces. Traitements insecticides
Oscinie	Toutes régions	Dégâts mineurs si seules les feuilles sont touchées, jusqu'à la destruction de la culture si les apex ont été bloqués ou détruits.	Températures chaudes qui favorisent le développement des mouches, puis fraîches qui ralentissent la croissance du maïs. Les dégâts sont plus importants dans les parcelles situées à l'abri du vent.	Aucune solution préventive ni curative
Adventices				
Digitaire sanguine	Toute la France	Nuisibilité élevée. Présence d'impuretés et hausse d'humidité des grains.	Sols légers à tendance limoneuse, sableuse. Champs avec travail du sol réduit ou aucun travail du sol, simplification des rotations culturales	Rotation adéquate, avec alternance de cultures d'hiver et de printemps, en plus des cultures d'été. Labour, déchaumages après culture d'été, faux-semis répétés. Désherbage chimique (contrôle possible, mais besoin de produits ciblés).
Sétaires verte, glauque et verticillée	Toute la France, mais sont plus rares dans le Nord	Domage moyen sur le rendement et perte de la qualité (impuretés et humidité)	Sols limons acides battants, argilo-calcaire secs et frais. Travail du sol réduit ou aucun travail du sol, simplification des rotations culturales.	Rotation adéquate, avec alternance de cultures d'hiver et de printemps, en plus des cultures d'été. Faux-semis répétés de bonne heure (avril-mai) et labour. Désherbage chimique (contrôle possible, mais besoin de produits ciblés).
Panic pied-de-coq	Toute la France	Perte forte sur le rendement et dégradation de la qualité des récoltes (impuretés, humidité)	Tous les types de sols où l'humidité le permet. L'espèce prolifère davantage dans les parcelles irriguées. Rotations composées majoritairement de cultures de printemps et d'été.	Rotation adéquate, avec alternance de cultures d'hiver et de printemps, en plus des cultures d'été. Déchaumages estivaux avec roulage, labour, faux-semis répétés de bonne heure (avril) sont efficaces. Lutte chimique (contrôle possible, mais besoin de produits ciblés).
Datura stramoine	Toute la France	Perte de rendement forte et dégradation de la qualité liée à la contamination par les alcaloïdes toxiques	Sols travaillés et perméables, déstructurés, irrigués et lessivés. Monoculture du maïs et rotations courtes à base de tournesol.	Rotation équilibrée, alternant des cultures à cycles biologiques différents (hiver, automne, printemps, été). Réaliser des déchaumages et des faux-semis. Traitement chimique (contrôle insuffisant ou impossible par voie chimique).
Liserons	Toute la France	Impact faible à moyen sur les rendements. Enroulement, verse, gêne à la récolte	Les rotations courtes de tournesol et/ou de maïs (ou monoculture) et les travaux du sol superficiels facilitent l'installation et le développement du liseron dans les parcelles.	Limiter les cultures d'été, labour en conditions sèches en été favorise le dessèchement des rhizomes. Éviter les outils à disques et préférer les outils à dents qui extirpent une partie plus importante des rhizomes en surface sans les couper en morceaux. Lutte chimique (contrôle possible, mais besoin de produits ciblés)

Sources : [Fiches.arvalis-infos.fr](https://fiches.arvalis-infos.fr) ; <http://www.infloweb.fr/>; (Brunet *et al.*, 2009 ; Verjux *et al.*, 2017)

1-1-3. Pomme de terre

Bioagresseurs	Zones	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Champignons				
Mildiou de la pomme de terre	Toutes les régions de production	Perte de rendement de 50% en cas d'attaque précoce, voire 90 à 100 % si elle a lieu avant la tubérisation	Températures douces avec un optimum entre 16 et 24°C, forte humidité, végétation dense, sensibilité variétale, excès d'azote	Utilisation de plants sains, destruction des tas de déchets, limitation de la présence des repousses de pomme de terre présentes dans les cultures suivantes de la rotation, choix de variétés résistantes. Traitement chimique
Alternariose	Toutes	Perte de rendement jusqu'à 20%	Alternance de périodes chaudes et sèches avec des périodes plus humides, irrigation par aspersion, stress, sensibilité variétale, attaque conjointe d'autres maladies, maturité physiologique	Réduire la conservation hivernale et l'inoculum primaire, choisir des variétés moins sensibles, limiter les stress abiotiques, limiter le délai entre le défanage et la récolte Traitement chimique
Rhizoctone brun	Toutes les régions	Les tubercules avec des sclérotés, petits, difformes, anguleux et parfois avec des desquamations	Climat frais et humide, plantation profonde, précoce, en sol froid, avec un plant non germé ou non réchauffé, rotations courtes, long délai entre le défanage et la récolte.	Utilisation de plants sains, rotations longues, plantation en sol réchauffé et bien préparé, délai défanage (récolte pas trop long) Traitement chimique
Gale argentée	-	Défauts visuels pouvant conduire au déclassement des lots	Plant contaminé, résidus de cultures, délai long entre le défanage/maturité et la récolte, mauvais séchage des tubercules en début de conservation, maintien d'une humidité de l'air saturante dans les bâtiments, présence de spores dans les locaux, mauvais séchage	Récolter dès que le périoderme des tubercules est assez formé, bien sécher les plants à la récolte, conserver à basse température et humidité limitée, éviter la condensation au cours du stockage/déstockage, utiliser du plant sain. Traitement avec des fongicides efficaces
Dartrose	Champagne et en Région Centre,	Défauts visuels pouvant conduire au déclassement des lots	Températures entre 25 et 30°C, sols légers, sablonneux, faiblement acides et pauvres en azote, sols mal drainés avec des irrigations excessives, rotations courtes, récolte trop longs	Rotations longues (7 ans sans Solanacées), réduire le délai défanage-récolte au plus court, utiliser du plant sain, éliminer les plantes hôtes (datura, morelle noire), éviter les stress des plantes (azote, eau, ...). Traitement chimique
Gastéropodes				
Limaces grise et noire	Nord et Est surtout, mais aussi partout en parcelles irriguées.	Tubercules avec trous plus ou moins profonds et importants. Récolte non commercialisable	Historique de la parcelle, hiver doux, été humide, précédent céréales à paille, couvert en interculture, sol argileux motteux, proximité de zones non cultivées, variété appétente, irrigation.	Travail répété du sol, déchaumage précoce, éviter les couverts appétents, préparation fine du lit de semence, roulage, récolter le plus rapidement après défanage. Traitement phytosanitaire
Nématodes				
Nématodes à kystes	Ouest et Nord	Tubercules avec piqûres superficielles et vente plus difficile. Perte de rendement pouvant atteindre 50%.	Monoculture, rotation avec retour de pomme de terre inférieur à 3 ans, zones historiques de production, plants infectés, repousses de pomme de terre, plantes solanacées, variétés sensibles, stress des plantes.	Rotation avec retour de pomme de terre supérieur à 5 ans, parcelle saine, plants certifiés, variété résistante. Traitement phytosanitaire

Bioagresseurs	Zones	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Insectes				
Doryphore	Développement plus important en climat continental.	Baisse du rendement pouvant atteindre 50% en parcelle non irriguée et irriguée	Climat doux, plantes solanacées, plantation tardive, grande période de plantation dans une région, rotation de plantes solanacées	Plantation précoce et toutes les parcelles au même moment, éviter la tomate et l'aubergine, ne pas travailler le sol en été, champs éloignés de celui de l'année passée. Traitement phytosanitaire
Taupins	Nord et Sud, Sud Bretagne, Alsace	Tubercules avec trous plus ou moins profonds et importants. Récolte non commercialisable	Historique de la parcelle, prairie de longue durée, nombreuses cultures hôtes, couverture végétale du sol constante, hiver doux, été humide, parcelle irriguée, variété appétente, récolte tardive.	Réduction des populations sur plusieurs années, sol nu en interculture, travail du sol dans l'interculture, variété peu appétente, plantation récolte très précoces. Traitement phytosanitaire
Teigne	Sud-Est principalement.	Tubercules avec galeries plus ou moins profondes et importantes, récolte non commercialisable.	Solanacées, tas de tubercules non récoltés, tubercules mères plantées trop en surface, irrigation à la raie, récolte de nuit avec lumière, tubercules déterrés laissés au champ la nuit, stockage inférieur à 7°C.	Éviter les facteurs à risque, planter au moins à 10 cm de profondeur, irriguer par aspersion, stocker à T° < 6.5°C, ne pas ouvrir et éclairer le stock la nuit, isoler une récolte contaminée et désinfecter le local de stockage. Traitement phytosanitaire
Pucerons	Toute la France	Dégâts directs et indirects, dégâts de plusieurs virus, pertes de rendement	Facteurs climatiques favorables, température de vols des ailés (> 15°C), T° douces nécessaires à la fécondité (< 30°C, t° de mortalité), absence de vent et de pluies, plante jeune plus sensible.	Pas de lutte préventive Traitement phytosanitaire
Adventices				
Matricaire	Toute la France	Nuisibilité moyenne, mais qui s'accroît avec la disponibilité en éléments azotés.	Les sols battus favorisent leur levée, une bonne situation azotée favorise leur croissance. Les matricaires se développent mieux dans des parcelles sans travail du sol.	Privilégier la culture de céréales étouffantes plutôt que le blé, faux-semis, ne pas réaliser le semis dans des conditions trop humides. Faire des passages de herse étrille et houe rotative, puis de bineuse. Désherbage chimique (contrôle facile : il existe plusieurs produits efficaces).
Mercuriale	Toute la France	Nuisibilité modérée sur le rendement sauf en cas d'envahissements importants	Sols riches, les rotations chargées en cultures de printemps et d'été facilitent l'installation de la mercuriale dans les parcelles.	Mettre en place une rotation équilibrée, alternant les cultures à cycles biologiques différents, limiter les cultures d'été si envahissement, éviter le compactage des sols humides, faux-semis, désherber avec la houe rotative, la herse étrille ou la bineuse. Désherbage chimique (contrôle facile : il existe plusieurs produits efficaces).
Gaillet gratteron	Toute la France	Pertes significatives de rendement, en fonction du milieu et des conditions	Simplification du travail du sol, développement des rotations à base de cultures d'hiver, avancée des dates de semis du blé.	Introduction de cultures d'été (semées dès la mi-avril), limiter les apports d'engrais organiques azotés, limiter les sources de contaminations, labour, faux-semis. Désherbage chimique (contrôle possible mais besoin de produits ciblés).
Chénopode blanc	Toute la France	Possibilité de pertes de rendement importantes dans toutes les cultures de printemps-été	Terres régulièrement bouleversées. La disponibilité en azote et en eau (cultures irriguées) favorise la concurrence et son extension par une plus forte production de biomasse et de semences en fin de cycle	Limiter les cultures d'été/printemps, privilégier celles d'hiver, faucher les chénopodes avant la floraison, désherber mécaniquement les cultures d'été/printemps de façon précoce, faux-semis en été/automne. Désherbage chimique (contrôle facile : il existe plusieurs produits efficaces)

Bioagresseurs	Zones	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Adventices (suite)				
Morelle	Toute la France	Nuisibilité moyenne sur le rendement, mais déclassé alimentaire	Sols riches en azote et en humus	Limiter les cultures d'été, déchaumer et réaliser des faux-semis l'été, désherbage mécanique. Désherbage chimique (contrôle possible mais besoin de produits ciblés).
Renouée des oiseaux	Toute la France	Nuisibilité moyenne	Parcelles où le sol est labouré ou bouleversé régulièrement à 15 cm ou plus de profondeur, rotations courtes de type maïs/céréales d'hiver, sols compactés.	Limiter les cultures de printemps et d'été et favoriser celles hautes, faux-semis, labourer, limiter les sources de contamination, (nettoyage des outils, entretien des fossés et des abords, etc.), désherber avec bineuse, houe rotative ou avec herse étrille au stade cotylédon. Désherbage chimique (contrôle possible mais besoin de produits ciblés).
Renouée liseron	Toute la France	La renouée liseron est classée parmi les espèces à nuisibilité moyenne.	Les rotations courtes de type maïs/céréales d'hiver ont été favorables à son installation.	Limiter les cultures de printemps/été, faux-semis, labourer, limitation des sources de contaminations, désherber avec la herse étrille ou la houe rotative sur très jeunes plantules, ou avec la bineuse sur plantules plus développées. Désherbage chimique (contrôle possible mais besoin de produits ciblés).

Sources : plantdepommedeterre.org ; arvalis-infos.fr/mildiou ; arvalis-infos.fr/rhizoctone ; <http://www.infloweb.fr/>; (Arvalis, 2013b, 2014, 2021b ; Verjux, 2017 ; Verjux *et al.*, 2017)

1-1-4. Betterave

Bioagresseur	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Virus				
Jaunisses virale	Oise, Nord, Normandie,	Fréquente chaque année. Perte de rendement de 20 à 40 % et perte de teneur en sucre de 2 %.	Hiver doux suivi d'un printemps sec et chaud, proximité de plantes réservoirs, rotation avec des plantes hôtes, présence de résidus, semis tardif, présence d'adventices hôtes.	Éliminer les résidus des cultures précédentes, désherber les adventices hôtes, lutter contre les pucerons verts vecteurs du virus.
Rhizomanie	Toutes les régions betteravières (excepté la Bretagne déclarée zone protégée au titre de la directive européenne n° 2019/2072 du 28/11/19)	Perte de rendement de 70 % et baisse de la teneur en sucre de 2 à 4 %. Perte de qualité à la transformation	Sols superficiels, argileux, rotation inférieure à 4 ans, irrigation, semis tardifs, parcelle atteinte précédemment, épandages agroindustriels, sensibilité variétale, transport de terres contaminées.	Allonger la rotation de 4 ans minimum, laver les outils de travail, détruire les adventices hôtes, éviter le transport de terres contaminées, choisir une variété résistante.
Champignons				
Cercosporiose	150000 ha (Alsace, Limagne, Champagne, Ile-de-France, Centre, Hauts-de-France)	Perte de surface foliaire. Perte de rendement de 30 % et baisse de la teneur en sucre de 1 à 2 %, si précoce.	Proximité avec foyers infectieux, épandages agroindustriels, irrigation par rampe ou pivot, zones humides, rotation de moins de 3 ans, non labour, sensibilité variétale, fertilisation non adaptée.	Allonger les rotations, enfouir les résidus de récolte, éliminer les adventices hôtes, variété résistante, labourer le blé suivant une betterave fortement attaquée, fertiliser au plus près des besoins de la plante. Traitement fongique.
Rhizoctone brun	Toutes les régions	Perte de rendement de 10 à 40 %, baisse de la teneur en sucre. Perte de qualité à la transformation	Sols hydromorphes, très tassés, semi tardifs, épandage d'eaux contaminées, T° chaudes (25-30°C) et humides, parcelle précédemment atteinte, rotation courte avec des plantes hôtes, transfert de terre contaminée.	Anticiper les arrachages, choisir une variété résistante, adapter la conservation, implanter un précédent "céréales", choisir une culture intermédiaire, dégrader des résidus, travailler le sol. Traitement fongique en végétation.
Oïdium	Toutes les régions	Perte de surface foliaire et perte de rendement de 5 à 30 %.	Alternance jour chaud/sec, nuit fraîche/humide. Vent, fonds de vallée, humidité, parcelle atteinte précédemment, sensibilité variétale, rotation courte, semis précoce, fertilisation non adaptée.	Éliminer les résidus des cultures précédentes, fertiliser au plus près des besoins de la plante, choisir une variété résistante. Traitement fongique en végétation.
Ramulariose	Toutes	Perte de rendement de 10 à 20 % et baisse de la teneur en sucre de 1 %.	Température de 17°C, hygrométrie > 95%, pluie et vent, parcelle précédemment atteinte, sensibilité variétale, rotation courte, absence de travail du sol, fertilisation non adaptée, arrachage tardif.	Allonger la rotation, éliminer les résidus précédents, labourer le blé suivant une betterave fortement attaquée, éliminer les adventices hôtes, choisir une variété résistante. Traitement fongique en végétation.
Rouille	Toutes	Perte de rendement de 10 à 15 % et baisse de la teneur en sucre de 1 % si précoce.	Printemps doux et humide, été chaud et humide, proximité avec des plantes hôtes, fonds de vallée, cuvette (humidité), parcelle atteinte précédemment, sensibilité variétale, excès d'azote, arrachage tardif.	Éliminer les résidus des cultures précédentes, fertiliser au plus près des besoins de la plante, choisir une variété résistante. Traitement fongique en végétation.

Bioagresseur	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Nématode				
Nématode à kystes (Heterodera schachtii)	Aisne, Champagne, Loiret, Somme, Oise, Nord, Ile-de-France, Normandie.	Perte de rendement de 30 à 40 % par rapport à la moyenne régionale, voire de 60 % en cas d'attaque très précoce.	Sols sableux, défauts de fertilité, parcelles proches d'un outil industriel sucrier, rotation inférieure à 4 ans, épandages de déchets de betteraves.	Variété résistante, allonger la rotation, planter précocement, introduire entre 2 cultures de printemps une céréale, planter une culture intermédiaire, travail du sol superficiel. Pas de lutte chimique homologuée.
Nématodes du collet (Ditylenchus dipsaci)	Toute la France	Pourriture du collet voire de la racine entière. Les betteraves atteintes sont impropres à la livraison car elles abaissent la teneur en sucre et la qualité technologique de la récolte	Plus fréquent dans des sols lourds et crayeux que dans des sols sableux. Sols ayant porté des cultures maraichères ou des légumineuses industrielles (luzerne, trèfle, féverole).	Allongement des rotations avec des espèces non hôtes (blé et orge), des variétés résistantes de luzerne ou d'avoine et en évitant les cultures hôtes intermédiaires (colza, pomme de terre, avoine, seigle, légumineuses).
Insectes				
Pucerons noirs et verts vecteurs de la Jaunisse	-	Croissance temporairement ralentie, diffusion et transmission de la jaunisse	Hiver doux suivi d'un printemps sec et chaud, proximité de plantes hôtes réservoirs, proximité de silos de betteraves fourragères ou de cordons de déterrage avec repousses au printemps.	Détruire les mauvaises herbes hôtes des pucerons. Appliquer un insecticide aphicide en végétation à l'observation d'une colonie de pucerons noirs (ou du premier puceron vert) pour 10 betteraves
Adventices				
Chénopode blanc	Toute la France	Impact important sur le rendement dès la présence de 1 plante/m ² . Pénalisant pour la transformation	Terres régulièrement bouleversées. La disponibilité en azote et en eau (cultures irriguées) favorise la concurrence et son extension par une plus forte production de biomasse et de semences en fin de cycle	Limiter les cultures d'été/printemps, privilégier celles d'hiver, faucher les chénopodes avant la floraison, désherber mécaniquement les cultures d'été/printemps de façon précoce, faux-semis en été/automne. Désherbage chimique (contrôle facile : il existe plusieurs produits efficaces).
Morelle	Toute la France	Nuisibilité moyenne sur le rendement, mais déclassé alimentaire	Sols riches en azote et en humus	Limiter les cultures d'été, déchaumer et réaliser des faux-semis l'été, désherbage mécanique. Désherbage chimique (contrôle facile : il existe plusieurs produits efficaces).
Renouée des oiseaux	Toute la France	En culture de betterave, l'adventice peut avoir un impact sur le rendement dès 0,5/m ² .	Parcelles où le sol est labouré ou bouleversé régulièrement à 15 cm ou plus de profondeur, rotations courtes de type maïs/céréales d'hiver, sols compactés.	Limiter les cultures de printemps et d'été et favoriser celles hautes, faux-semis, labourer, limiter les sources de contamination (nettoyage des outils, entretien des fossés et des abords, etc.), désherber avec bineuse, houe rotative ou avec herse étrille au stade cotylédon. Désherbage chimique (contrôle facile : il existe plusieurs produits efficaces).
Renouée persicaire	Toute la France	Perte moyenne du rendement et gêne des récoltes en cas de forte infestation.	Sols plutôt humides, cultures estivales.	Limiter les cultures de printemps/été, faux-semis, éviter l'affinement et le compactage des terres humides, désherber avec herse étrille ou houe rotative, ou avec bineuse sur plantules plus développées. Désherbage chimique (contrôle facile : il existe plusieurs produits efficaces).

Bioagresseur	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Adventices (suite)				
Renouée liseron	Toute la France	La renouée liseron est classée parmi les espèces à nuisibilité moyenne.	Les rotations courtes de type maïs/céréales d'hiver ont été favorables à son installation.	Limiter les cultures de printemps/été, faux-semis, labourer, limitation des sources de contaminations, désherber avec la herse étrille ou la houe rotative sur très jeunes plantules, ou avec la bineuse sur plantules plus développées. Désherbage chimique (contrôle facile : il existe plusieurs produits efficaces).

Sources : <https://www.itbfr.org/publications/guide-betagia/>; <https://www.itbfr.org/publications/fiches-bioagresseurs/>; <http://itab.asso.fr/programmes/desherbage.php>;
<http://www.infloweb.fr/>

1-1-5. Colza

Bioagresseurs	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Champignon				
Sclerotinia (pourriture blanche)	Toutes	Nuisibilité forte. Au-dessus de 20% de pieds attequés, chaque tranche de 10% d'attaque supplémentaire entraîne une perte de 1,5 à 3 q/ha	Fréquence de retour du colza et autres oléagineux sensibles au sclerotinia : rotations courtes (3 ans), conditions climatiques favorables (printemps doux et humide, température de 5°C et un minimum de 92 d'humidité favorise la germination la maladie), variétés sensibles.	Éviter un retour fréquent, éviter les fortes densités de semis et réduire la fumure azotée, éviter les rotations fréquentes des cultures oléagineuses, les cultures sensibles irriguées à la proximité de la parcelle. Traitement chimique préventif au stades (F1, F2) et curatif en conditions favorables à la contamination. Kit pétale permettant de décider d'un traitement, traitement à la chute des premières pétales.
Phoma Leptosphaeria maculans	Toutes	Nécrose au collet entraînant une nuisibilité forte. Pertes de rendement jusqu'à plusieurs quintaux/ha	Fréquence de retour et proximité des parcelles N-1 et N. Conditions climatiques favorables (pluie, température moyenne voisine de 15 °C, rosée, exposition du mycélium à la lumière, vent, forte hygrométrie).	Broyer et enfouir les pailles des colzas récoltés pour éviter de contaminer les jeunes semis, éviter les élongations précoces à l'automne qui sont sensibles aux contaminations, choix de variétés résistantes, traitement fongique.
Oïdium (Erysiphe cruciferarum)	Toutes mais plus fréquent au sud	Nuisibilité élevée au sud : 3 à 13 q/ha en fonction de l'intensité et de la précocité de l'attaque (en moyenne 6 q/ha).	Présente dans le Sud de la France, la maladie peut se développer plus au nord lors de printemps secs. Le vent favorise la dissémination des conidies.	Peu de variétés tolérantes. Traitement fongique à la chute des premiers pétales.
Cylindrosporiose	-	Les pieds disparaissent et les pertes de rendement peuvent atteindre 6 q/ha (nuisibilité moyenne).	Printemps et automne pluvieux, variétés sensibles, ruissellement des eaux de pluie et éclaboussures sont propices au développement de la maladie.	Choisir une variété peu sensible, utiliser des semences traitées, enfouir les résidus de cultures contaminées. Traitement en végétation (stades C1-C2) ou dès l'apparition des premiers symptômes sur feuilles.
Gastéropodes				
Limaces	Toutes	Nuisibilité forte. Les plantes attequées sont perdues ou définitivement handicapées	Conditions climatiques favorables au maintien de la fraîcheur en surface	Traitement chimiques (anti-limaces)
Insectes				
Altise d'hiver (grosse altise)	Toutes	Destruction des jeunes cultures, affaiblissement des plantes âgées et réduction du rendement.	Une période pluvieuse favorisant les sorties massives, automne doux	Mélanges d'espèces avec des plantes de services permettant le camouflage de la culture, semis avancé et colza vigoureux, désinfection des semences, traitement insecticide en végétation (intervenir lorsque 30% des pieds présentent des morsures d'adulte et/ou s'il y a des larves).
Charançon du bourgeon terminal	Est et Centre France	Port buissonnant ou mort du colza. Nuisibilité faible si colza bien développé à l'arrivée des insectes	-	Mélanges d'espèces avec des plantes de service permettant le camouflage de la culture, détruire les adultes avant la ponte, traitement d'insecticide 10 à 15 jours après les premières captures de charançons adultes.

Bioagresseurs	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Insectes (suite)				
Pucerons (P. cendré du chou et P. vert du pêcher)	Toutes	Mort de la plante ou retard de croissance. P. vert porteur de virus.	Hivers doux, vent.	Favoriser l'installation de prédateurs naturels comme les coccinelles. Traitement d'insecticides suivant les avertissements.
Méligèthes	Bassin parisien, Nord, Bourgogne Franche comté	Endommagement du pistil, stérilité et chute prématurée des fleurs	Alternance de températures chaudes et froides, parcelles stressées, proximité immédiate de bois.	Compensation des dommages sur fleurs par une ramification amplifiée, si les conditions de nutriments azotés sont favorables. Favoriser l'installation des parasitoïdes pour une régulation naturelle régulière d'une année sur l'autre par une réduction du travail du sol après la récolte du colza année N-1 dans l'environnement de la parcelle année N. Intervenir (i) au stade D1 : si colza vigoureux (pas d'intervention), si colza peu vigoureux (50% de plantes infestées ou 1 méligèthe/plante) ; (ii) au stade E : si colza vigoureux (6 à 9 méligèthes/plante), si colza peu vigoureux (65 à 75% de plantes infestées ou 2 à 3 méligèthes/plante).
Adventices				
Géraniums	Toute la France	Nuisibilité qui peut être relativement élevée sur le colza. Perte en qualité (impuretés et hausse de humidité).	Abandon progressif du labour, raccourcissement des rotations.	Rotation des cultures avec cultures de printemps, labour (enfouissement des graines), déchaumages et faux-semis. Désherbage chimique (contrôle possible, mais besoin de produits ciblés).
Sanve	Toute la France	10 à 80% de perte de rendements du colza selon son abondance et l'époque d'émergence. Risque de dégradation de la qualité du colza.	Cultures à faible densité qui s'installent lentement, radoucissement des hivers, retour fréquent du colza dans les rotations culturales, utilisation de semences fermières mal triées	Lutte mécanique (passages de bineuse sur les cultures semées à écartement large), labour (enfouissement des graines), déchaumages et faux-semis, décalage de la date de semis du colza. Désherbage chimique (contrôle possible, mais besoin de produits ciblés).
Gaillet gratteron	Toutes	L'une des plus préjudiciable en colza. Pertes significatives sur le rendement, en fonction du milieu et des conditions, dès 2 pieds/m ²	Simplification du travail du sol, développement des rotations à base de cultures d'hiver, bordures de parcelle non fauchées ou entretenues.	Introduction de cultures d'été (semées dès la mi-avril), limiter les apports d'engrais organiques azotés, limiter les sources de contaminations, labour, faux-semis. Désherbage chimique (contrôle facile : il existe plusieurs produits efficaces).
Matricaire	Toute la France	Réduit plus ou moins fortement le potentiel de rendement du colza selon les contextes (notamment la disponibilité en éléments azotés).	Les sols battus favorisent leur levée, une bonne situation azotée favorise leur croissance. Les matricaires se développent mieux dans des parcelles sans travail du sol.	Diversifier les cultures et les périodes de semis dans la rotation, faux-semis, ne pas réaliser le semis dans des conditions trop humides. Faire des passages de herse étrille et houe rotative, puis de bineuse. Désherbage chimique (contrôle facile : il existe plusieurs produits efficaces)
Vulpin des champs	Toutes sauf Sud-Est	Nuisibilité moyenne sur les rendements.	Successions culturales d'hiver, semis précoces, niveaux élevés de fertilisation en particulier en azote, pratiques culturales simplifiées.	Rotation des cultures avec introduction de cultures de printemps et d'été, labour (tous les 3-4 ans) avant la culture à risque, décalage de la date de semis. Désherbage chimique (contrôle facile : il existe plusieurs produits efficaces)

Bioagresseurs	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Adventices (suite)				
Ray-grass d'Italie	Toutes	Dans les situations à forte infestation, le colza peut être affecté de façon significative.	Les rotations courtes de semis d'automne (colza-blé-orge) et le non-labour accentuent inéluctablement les risques d'infestation et la pression de sélection.	Introduction de cultures d'été (semées dès la mi-avril), faux-semis réguliers, labour, éviter les apports d'engrais organiques azotés au printemps. Désherbage chimique (contrôle facile : il existe plusieurs produits efficaces)
Brome stérile	Toutes	Le colza est moins sensible. Les pertes de rendement peuvent être faibles. Dégradation de la qualité.	Rotations courtes avec cultures d'automne, non-labour permanent.	Dans la majorité des situations, une rotation incluant des cultures de printemps permet de gérer les problèmes de bromes, labour, déchaumages et faux-semis. Désherbage chimique (contrôle possible mais besoin de produits ciblés)

Sources : (Brunet *et al.*, 2009) ; <http://ephytia.inra.fr/fr/C/11078/Hypp-encyclopedie-en-protection-des-plantes-Les-cultures-leurs-maladies-et-ravageurs> ; <https://www.syngenta.fr/adventices-maladies-ravageurs-des-cultures> ; <http://www.infloweb.fr> ; <https://www.terresinovia.fr/p/ravageurs-du-colza> ; <https://www.terresinovia.fr/p/les-maladies-du-colza> ; <https://www.terresinovia.fr/-/colza-surveillance-et-lutte-contre-le-meligethe-tres-frequent-peu-nuisible>

1-1-6. Tournesol

Tableau 1-1. Caractéristiques des principaux bioagresseurs du tournesol en France métropolitaine, et principales méthodes de lutte mises en œuvre

Bioagresseurs	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Champignon				
Phomopsis	Toute la France	Pertes élevées de rendement. 10 % de tâches encerclantes de phomopsis suffisent à faire perdre 1 à 3 q/ha et 1 point d'huile.	L'humidité et la chaleur sont propices au développement de la maladie, semis trop précoces, densités de peuplement trop élevées.	Choisir une variété résistante, éviter les semis précoces ou trop denses, broyer et enfouir les cannes par labour aussitôt après la récolte pour limiter la production de périthèces et donc l'émission de spores contaminants l'année suivante. Traitement fongique en fonction du risque dans la région.
Phoma (tige, collet)	Toute la France	Perte de rendement de 30 à 50% en cas d'attaques au collet et le dessèchement précoce des plantes	La contamination nécessite un épisode pluvieux, variété sensible, semis trop précoces, apports excessifs d'azote.	Éviter les semis très précoces, broyer et enfouir les résidus de culture, éviter l'excès d'azote, protection fongicide contre les attaques foliaires (pas d'action au niveau du collet).
Sclerotinia capitule	Toute la France	Sclerotinia peut entraîner des pertes de rendement pouvant atteindre 50%.	Une humidité élevée lors de la floraison est propice au développement de la maladie.	Proscrire les variétés sensibles, éviter les fortes densités, traiter les semences, ramasser les grilles de sclérotés après une épidémie, éviter l'excès d'azote et l'irrigation pendant la floraison, éviter les rotations trop fréquentes en oléo-protéagineux. Traitement au fongicide biologique CONTANS WG.
Mildiou (Plasmopara helianthi)	Toute la France	-	Un temps humide à la levée (eau libre dans le sol ou sur les plantes) et une température maximale de 15°C sont favorables au développement de la maladie.	Utiliser des variétés résistantes, éviter de semer avant une période annoncée de forte pluie, utiliser des semences certifiées, éliminer les repousses de tournesol et les plantes malades, lutter contre les adventices, rotation (3 à 4 ans d'interruption entre deux tournesols). Traitement des semences.
Adventices				
Ambrosie	Rhône-Alpes, Auvergne, Bourgogne, Centre. Champagne, Poitou-Charentes et Midi-Pyrénées.	Perte de deux tiers du rendement. La qualité du tournesol est souvent dépréciée par la présence de verts, d'impuretés et d'humidité	Sols plutôt acides, graveleux ou sableux, raccourcissement des rotations, simplification des façons culturales.	Introduction de cultures d'hiver dans la rotation, déchaumages et faux-semis, éviter une date de semis précoce du tournesol, binage, nettoyez soigneusement la moissonneuse-batteuse, désherbage chimique (contrôle possible mais besoin de produits ciblés).
Ammi majus	Charentes, Midi-Pyrénées, Rhône-Alpes, Champagne, et nord du bassin parisien.	En tournesol, 20 pieds/m ² d'ammii élevé font perdre environ 15 % du rendement	Sols argilo-calcaires, souvent chauds et secs en été, rotations courtes à base de tournesol ou de betterave, contrôles chimiques souvent défaillants.	Faux-semis d'automne (début septembre) et si possible au printemps, nettoyage des outils, entretien des fossés et abords participent à la prévention, désherbage chimique (contrôle possible mais besoin de produits ciblés).
Xanthium	Sud-Ouest, Midi-Pyrénées	Perte de rendement et dégradation en qualité (humidité du tournesol)	Travail du sol, irrigation, rotations blé-tournesol.	Rotation avec l'introduction de plusieurs cultures d'hiver successives, déchaumages et faux-semis, semis tardifs, nettoyez méticuleusement les outils après récolte, désherbage chimique (contrôle possible mais besoin de produits ciblés)

Bioagresseurs	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Adventices (suite)				
Tournesols sauvages	Ouest, Poitou-Charentes et la Vendée.	Pertes de rendement (> 10 q/ha) voire récolte impossible et perte en qualité.	Rotations courtes	Arracher les pieds de tournesol sauvage, allonger la rotation 3 à 4 ans avant le retour du tournesol, pratiquer le faux semis après la récolte des cultures afin de détruire ensuite les levées de tournesols sauvages. Désherbage chimique
Datura	Toute la France	Perte de rendement et dégradation de la qualité : les graines de datura sont des contaminants et contiennent des alcaloïdes tropaniques (molécules très toxiques)	Rotations courtes à base de tournesol, sols travaillés et perméables, avec une prédilection pour les sols déstructurés, irrigués et lessivés.	Respecter une rotation équilibrée alternant des cultures à cycles biologiques différents, réaliser des déchaumages et des faux-semis, désherbage mécanique (la herse étrille et la houe rotative sont efficaces sur jeunes plantules), désherbage chimique (contrôle possible mais besoin de produits ciblés).
Plante parasite				
Orobanche cumana	Sud-ouest et plus ponctuellement Vendée et Poitou-Charentes	Pertes de rendement jusqu'à 90% en absence de mesures de protection.	-	Variété résistante, allongement de la rotation, réduire la densité de semis, limiter les échanges de matériels agricoles entre parcelles saines et infestées, éviter de broyer les cannes de tournesol avec un broyeur attelé. Protection chimique.

Source : (Brunet *et al.*, 2009 ; Terres Inovia, 2021) ; <https://www.syngenta.fr/adventices-maladies-ravageurs-des-cultures>; <http://www.infloweb.fr/>; <http://itab.asso.fr/programmes/desherbage.php>; <http://ephytia.inra.fr/fr/C/24237/Vigi-Semences-Tournesol>

1-1-7. Pois et féverole

Bioagresseurs	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Champignons				
Ascochytose (Anthracnose) (<i>Didymella pinodes</i> , <i>Phoma medicaginis</i> var <i>pinodella</i> et <i>Ascochyta pisi</i>)	Toutes zones	Pertes de rendement jusqu'à 25 q/ha	Des températures comprises entre 15 et 25°C, une hygrométrie supérieure à 80% et des résidus de cultures non enfouis sont favorables au développement de la maladie.	Choix de variété résistante, rotation (4 à 5 ans entre 2 cultures de pois), utiliser des semences traitées. Protection fongicide de début floraison à 30 jours après le début de la floraison.
Pourriture racinaires du pois (<i>Aphanomyces euteiches</i>)	Toutes les zones mais Bretagne et l'ensemble Nord-Picardie-Centre principalement touchés	Maladie tellurique la plus préjudiciable sur pois. Chutes de rendement pouvant dépasser 20 q/ha	Précipitations importantes d'avril à juin et températures douces, parcelles saturées en eau, ressuyant mal compte tenu de son mode de dissémination par les zoospores, rotations courtes.	Rotation longue (la principale mesure préventive), faire un test prédictif de sol (en cas de suspicion) pour mesurer le risque encouru, adopter des façons culturales qui réduisent au maximum le compactage du sol, éviter les parcelles réputées humides. Aucun traitement chimique n'est disponible.
Mildiou du pois protéagineux (<i>Peronospora pisi</i>)	-	Pertes de rendement pouvant être supérieures à 20 q/ha	Un temps humide à la levée et des températures maximales de 15°C sont propices au développement de la maladie.	Éviter les semis précoces, rotations (6 ans entre 2 cultures de pois), traiter les semences.
Pourriture grise du pois (<i>Botrytis cinerea</i>)	-	La fréquence des dégâts est estimée à une année sur 5. Pertes de rendement jusqu'à 10-15 q/ha.	Conditions humides (orages d'été), températures de 15 à 20°C, cultures denses, fortement fertilisées, mal aérées ou versées.	Rotations longues, variétés à port léger et dressé, éviter les semis trop denses, éviter les excès de végétation, soigner le désherbage, effectuer une protection fongicide préventive dès la floraison.
Rouille du pois (féverole, pois) (<i>Uromyces pisi</i>)	Zones à climat sec et chaud (optimum thermique d'environ 21°C) – Champagne crayeuse très touchée	La nuisibilité est généralement faible du fait de son apparition tardive. Si l'attaque est précoce, la perte de rendement peut atteindre 25 q/ha.	La sécheresse et la chaleur favorisent le développement de la maladie.	Protection fongicide à l'apparition des premières pustules.
Oïdium du pois (féverole, pois) (<i>Erysiphe pisi</i>)	Toutes zones mais Sud et Ouest de la France principalement touchés-	En cas d'attaque précoce, les gousses ne se remplissent pas et la maturation de la culture est retardée.	La chaleur (> 18°C), l'humidité ainsi que l'irrigation favorisent le développement de la maladie	Éviter les semis tardifs, traitement fongique préventif sur les variétés à risque et curatif si l'oïdium apparaît précocement à début floraison.

Bioagresseurs	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Champignons				
Sclerotinia (Sclerotinia sclerotiorum)	-	La maladie entraîne la perte de pieds et l'échaudage	Des températures comprises entre 15 et 20°C et une forte hygrométrie (> 92 %) sont particulièrement propices à la maladie.	Variétés à port léger et dressé, réduire la densité de semis (semis de précision), soigner le désherbage, éviter tout excès de végétation (ne pas apporter de matière organique), éviter les cultures hôtes sensibles (colza, tournesol, haricot, féverole, ...), inclure des céréales ou des graminées fourragères dans la rotation. Protection fongicide préventive à partir de la floraison.
Insectes				
Sitones	Toutes zones	Retards de végétation et baisse du taux de protéines des grains.	Culture peu poussante plus à risque.	Retarder le semis réduit le risque de sitones. Traitement en végétation au stade 2-4 feuilles. Intervenir en fin d'après-midi ensoleillé lorsque des morsures sur les folioles sont observées.
Thrips	Nord	Arrêts de croissance, rabougrissement des pousses et perte de rendement	Ensemencements tardifs, variétés de pois tardives.	Traitement dès qu'on observe 1 thrips par plante
Puceron vert du pois	Toutes zones	Baisse de rendement et transmission de viroses.	-	Intervenir à la floraison totale du pois lorsque l'on observe plus de 30 pucerons par plante.
Cécidomyies	Champagne et Picardie	Dégâts sur les fleurs	-	Commencer la protection avant la floraison, au stade boutons apparents.
Bruches	Sud-Ouest	Pois impropres à la consommation et à la production de semences	-	Traiter dans les régions à risque au stade gousses pleines suivant avertissements.
Bactéries				
Bactériose (Pseudomonas syringae pv pisi)	Bactérie présente en France	-	Résidus de culture, repousses, plantes hôtes, humidité du sol importante	Utiliser des semences saines et désinfectées, pratiquer des rotations de plus de 3 ans, nettoyer les machines entre les parcelles, éviter de circuler dans la culture lorsque les plantes sont très humides. Pas de solutions chimiques homologuées.
Adventices				
Chardon	Toute la France	Les pertes de potentielles fluctuent de 25 à 75 % selon les situations. Perte en qualité	Sols humides, argileux et fertiles, absence de travail du sol (semis direct), répétition de travaux superficiels en interculture (fragmentation du système racinaire), bordures de parcelles non fauchées, anciennes jachères.	Rotation des cultures avec la présence de luzerne sur 3 an, labour, déchaumages et faux-semis, entretenir les bordures de parcelles avant la floraison (broyage ou fauchage). Désherbage chimique.
Rumex	Toute la France	Perte de rendement pouvant être importante	Fortes fumures organiques, bordures des champs, façons culturales à base d'outils animés et à disques favorisent le développement des rumex	Labour, déchaumages et faux-semis, arrachage pied à pied, fauches précoces ou broyages réguliers, traitement chimique

Source : (Brunet *et al.*, 2009 ; Terres Inovia, 2019) ; <https://www.syngenta.fr/adventices-maladies-ravageurs-des-cultures>; <http://www.infloweb.fr/>; <http://ephytia.inra.fr/pois>

1-1-8. Lin fibre et oléagineux

Bioagresseurs	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Champignons				
Mort-lin (Phoma exigua var. linicola)	Toute la France	La perte de production en lin teillé peut, dans les cas extrêmes, être supérieure à 70 %.	Résidus de culture partiellement dégradés dans ou sur le sol, fortes précipitations, températures comprises entre 15°C et 25°C, le rouissage à terre favorise le retour au sol des spores contaminants.	Utilisation de semences certifiées, respect d'un intervalle d'au moins 6 ans entre deux lins, nettoyage méticuleux des matériels de récolte, destruction des débris végétaux et des adventices, limitation des repousses de lin. Lutte phytosanitaire (le traitement des semences est efficace).
Sclérotiniose (Sclerotinia sclerotiorum) (lin fibre)	Toutes	Maladie peu fréquente (1 année sur 5). Les fortes attaques peuvent provoquer des pertes de rendement de plus d'une tonne de fibres/ha.	Humidité relative de plus de 90 % durant 3 jours, température moyenne journalière supérieure à 10°C. La maladie peut aussi s'exprimer au cours du rouissage, sous les andains, en cas d'humidité excessive	Seule une action préventive est possible : respect d'un intervalle d'au moins 6 ans entre deux lins, l'utilisation des variétés les plus résistantes à la verse, maîtrise du peuplement à l'implantation de la culture (densité < 1.600 plantes viables/m ²).
Septoriose (Septoria linicola)	Toute la France	Les parcelles sévèrement touchées peuvent présenter des pertes de rendement en fibres et en graines jusqu'à 70 %.	Printemps humide, combiné à un temps humide et doux, averses fréquentes, parcelles conservant l'humidité (densité élevée, parcelle abritée, etc.), verse.	Utiliser des semences certifiées, intervalle d'au moins 6 ans entre deux lins, éliminer les plantes malades et détruire les résidus de cultures, les repousses et les adventices, semer dans des proportions convenables, traitement fongique.
Courbure de la tige et brunissure (Kabatiella lini) (lin fibre)	Toute la France	Perte de production de graines jusqu'à 50% si la maladie s'exprime tôt.	Terre réchauffée, humidité, excès d'azote, une croissance très rapide à l'origine de déchirements de l'épiderme, gel, une application d'un herbicide à un stade jeune des lins.	Intervalle d'au moins 6 ans entre deux lins, raisonnement des apports d'azote, nettoyage méticuleux des matériels de récolte, destruction des débris végétaux et adventices, traitement fongicide en production de semences.
Insectes				
Thrips du lin fibre et oléagineux	-	En cas d'attaque précoce, les pertes de rendement peuvent être totales.	Proximité des zones boisées, temps sec et chaud, conditions venteuses, croissance lente des lins, variétés sensibles.	Favoriser une levée et un développement rapide des lins, traitement d'insecticide en végétation.
Petites altises du lin fibre	-	Possible destruction complète du lin en cas de morsures avant la levée.	Terres légères et riches en matière organique, parcelles couvertes de débris végétaux, semis direct et précoce, sols crotés, levée lente des lins, variétés sensibles.	Éliminer les abris d'hivernation, déchaumer rapidement après récolte du précédent, labourer, désherber efficacement, favoriser une levée et un développement rapide des lins, traitement en végétation.
Adventices				
Graminées (ray-grass et vulpin, etc.) et dicotylédones (renouée, matricaires, etc.)	Toutes	Impact sur la qualité et la quantité du lin	-	Rotations longues et diversifiées, réaliser plusieurs déchaumages superficiels après récolte du précédent, favoriser la dégradation des résidus de récolte et réduire la présence de ravageurs, réaliser un labour tous les 3 à 4 ans dans la rotation, désherbage mécanique (herse étrille ou houe rotative, bineuse), traitement chimique antigraminées et antidicotylédones

Sources : <http://www.fiches.arvalis-infos.fr/>; <http://ephytia.inra.fr/fr/C/25325/Vigi-Semences-Boeremia-exigua-var-linicola-Mort-lin>; <http://ephytia.inra.fr/fr/C/25333/Vigi-Semences-Septoria-linicola-Echaudage-du-lin>; <http://ephytia.inra.fr/fr/C/25376/Vigi-Semences-Kabatiella-lini-Brunissure-et-courbure-de-la-tige-du-lin>; (Terres Inovia, 2020)

1-1-9. Vigne

Bioagresseur	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Virus				
Court Noué	Toutes	Perte du rendement de 20% à 30% (voire jusqu'à 80%) et de la qualité du raisin. Mort prématurée des ceps après plusieurs années due à l'atteinte des racines.	Sols argileux, parcelles en pente, pluies importantes, transmissible par le matériel de multiplication, vignobles plus anciens.	Dévitalliser les souches avant arrachage, extirper les racines après arrachage, mise au repos du sol pendant 7 à 10 ans, en y cultivant par exemple des céréales, utilisation du matériel végétal certifié sain. Traitement nématicide contre les nématodes vecteurs.
Enroulement viral de la vigne	Toutes	Perte du rendement (10% à 40%) et de la qualité du raisin (baisse des taux de sucre et d'anthocyanes, hausse de l'acidité). Pas de baisse de la longévité du cep.	L'enherbement des parcelles sert d'habitat au vecteur et favorise sa dispersion, infection possible depuis des vignes voisines en mauvais état sanitaire, incompatibilité de greffe à partir de plants contaminés, effet cumulatif des enroulements.	Utiliser des plants sains certifiés, surveiller le vignoble dans les régions à risque, arracher et détruire les tous premiers ceps confirmés infectés, suivre dans le temps la situation sanitaire de la parcelle, traitement d'insecticides en cas de présence des insectes vecteurs.
Champignons				
Mildiou de la vigne (<i>Plasmopara viticola</i>)	Toutes	Pertes importantes en quantité et en qualité du raisin (baisse de la teneur en sucre et hausse de l'acidité). Hausse de la vulnérabilité des ceps en hiver.	Conditions climatiques humides, périodes pluvieuses, hygrométries élevées, températures comprises entre 11 et 30°C, ceps trop vigoureux, variétés sensibles	Planter un cépage moins sensible, détruire les vignes abandonnées, éviter la stagnation d'eau dans les parcelles, maîtriser la vigueur de la vigne, améliorer l'aération de la végétation, supprimer les pousses basses, éliminer les résidus, etc. Protection chimique préventive
Pourriture/moisissure grise (<i>Botrytis cinerea</i>)	Toutes	Perte en quantité et en qualité liée à la baisse du taux d'anthocyane et de tanins. Pas d'impact sur les parties ligneuses et longévité des ceps.	Humidité avoisinant 90 à 95 %, températures comprises entre 17 et 23°C, densité foliaire et production en raisins, interactions avec d'autres problématiques de la vigne (dégâts, blessures liées au développement d'autres maladies et ravageurs), cépages sensibles.	Choisir des porte-greffes peu vigoureux, vigne moins dense, maîtriser la vigueur de la vigne, modifier le microclimat du couvert végétal et de la grappe, éviter les irrigations par aspersion, éliminer les premiers organes malades, etc. Protection chimique.
Oïdium de la vigne (<i>Erysiphe necator</i> ou <i>Uncinula necator</i>)	Toutes	Pertes en quantité (jusqu'à 100%) et en qualité (baisse de la teneur en sucre, en protéines, en tanins et en polyphénols et hausse de l'acidité). Baisse de la longévité des ceps en cas d'attaques annuelles répétées.	Hygrométrie élevée (mais pas d'eau liquide pour germer et se développer), faible luminosité, vignes vigoureuses, températures comprises entre 4 et 40°C, humidités relatives élevées, irrigation, pluies fines, vent, cépages sensibles	Utiliser un cépage moins sensible, éviter les plantations trop denses, maîtriser la vigueur de la vigne, nettoyer régulièrement les abords des parcelles, ébourgeonner et rogner la vigne, etc. Traitements fongiques préventifs
Black-rot (<i>Guignardia bidwellii</i> ou <i>Botryosphaeria bidwellii</i>)	Toutes	Pertes en quantité et en qualité liées à la baisse du taux d'anthocyane et de tanins. Pas d'impact sur la longévité du cep.	Climat humide, tempéré à chaud et pluvieux (pluies fréquentes et durables, températures comprises entre 9°C et 32°C), feuilles mouillées, cépages très sensibles	Utiliser des cépages moins sensibles, arracher les vignes abandonnées situées à proximité de la parcelle, maîtriser la vigueur de la vigne, détruire les organes aériens présentant des symptômes de black rot, etc. Protection chimique préventive

Bioagresseur	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Champignons (suite)				
Pied noir	Nord-est, Alsace, Aquitaine et Bourgogne notamment.	Perte de rendement directement liées à la maladie variable, circulation des sèves perturbées. Possible mort des ceps infectés.	Fortes pluies hivernales et fortes chaleurs estivales, sols asphyxiants et mal structurés, sol compacté avec beaucoup de rétention d'eau, importance du porte-greffe dans la tolérance à l'infection.	Réaliser des rotations culturales aussi bien en pépinière qu'au vignoble, arracher et remplacer les ceps très atteints ou morts, éviter les sols gorgés d'eau et compactés (drainage). Aucun traitement fongicide existant, traitement à l'eau chaude en pépinière.
Excoriose	Toutes les zones avec une exposition plus importante sur la façade atlantique	Perte de production de grappes et diminution des rendements. Dégradation des tissus ligneux pouvant conduire à la mort des ceps.	Températures clémentes à fraîches (optimum autour de 23°C), pluies printanières continues, averses répétées, fortes hygrométries, présence d'eau sur les différents organes, cépages très sensibles.	Arracher les vignes abandonnées à proximité de la parcelle, utiliser en pépinière des bois sains lors de la réalisation des plants greffés, utiliser des cépages moins sensibles, respecter les densités de plantation, maîtriser la vigueur de la vigne. Traitement fongique.
Procaryotes				
Flavescence dorée	Aquitaine, Bourgogne, Corse, Languedoc-Roussillon, Midi-Pyrénées, Poitou-Charentes, Rhône-Alpes, Région PACA	Pertes de récolte et dégradations de la qualité du raisin. Baisse de la longévité, mort du cep infesté à plus ou moins long terme.	Le climat qui influe sur le cycle du vecteur (<i>Scaphoideus titanus</i> ; cicadelle de la Flavescence dorée), certaines méthodes culturales comme le greffage, cépages très sensibles.	Repérer et arracher les pieds atteints, brûler les bois de taille, arracher avec soin les vignes abandonnées qui peuvent constituer des sources d'infection pour les vignobles voisins, s'assurer de la qualité des pieds mères utilisés pour réaliser les plants greffés, traitement insecticide au printemps/été contre la cicadelle vectrice.
Bois noir	Toutes les zones et surtout dans tout le bassin méditerranéen	Baisse de rendement et de la qualité des baies conférant un goût amer/aigre, rendant difficilement vendable le vin. Baisse de la longévité chez les jeunes ceps infectés.	Les années chaudes favorisent l'expression et la propagation du bois noir, plantes réservoirs (lisérons, orties, lavande, passeraie), le travail du sol favorise le vol du vecteur (<i>Hyalesthes obsoletus</i>), certaines méthodes culturales comme le greffage, cépages très sensibles.	Désherber soigneusement les pépinières, les parcelles et leurs abords (bordures des haies et des chemins). Traitements insecticides du vecteur inefficaces.
Acariens				
Acariens phytophages (Acariose, Erinose, Acarien jaune et rouge)	Toutes les zones sauf A. jaune (Sud de la France)	Perte de rendement jusqu'à 50% et baisse de la qualité du raisin (baisse du taux de sucre). Pas d'effet majeur sur la longévité du cep. Impact de l'Erinose dépend de la race présente.	Les étés chauds et secs sont favorables au développement des populations, le vent favorise la dispersion (facteur aggravant), certains insecticides ou fongicides détruisent les prédateurs des acariens (facteur déclenchant).	Éviter les fumures azotées excessives, favoriser l'installation et le développement de prédateurs naturels inoffensifs pour la vigne, brûler le bois de taille qui héberge les œufs d'hiver. Si nécessaire, traiter la vigne avec des acaricides mais neutres ou faiblement toxiques sur les prédateurs naturels.
Insectes				
Cicadelle des grillures	Toutes	Pertes de la qualité du raisin (baisse de la teneur en sucre et retard de maturité) mais sujet à caution. Pas d'impact sur la longévité du cep.	Températures élevées, ensoleillement et stress hydrique, insecte plus présent dans les vignes inscrites dans un paysage diversifié, effeuillages trop fréquents, fumures azotées excessives.	Éviter les fumures azotées excessives et les plantes trop vigoureuses, évaluer les risques, favoriser le développement des ennemis naturels de cette cicadelle. Appliquer des insecticides si nécessaire.

Bioagresseur	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Insectes (suite)				
Tordeuses de la grappe Cochylis (<i>Eupoecilia ambiguella</i>), Eulia (<i>Argyrotaenia ljugiana</i>) et Eudemis (<i>Lobesia botrana</i>)	Toutes, sauf Eulia (principalement en Alsace)	Ravageurs majeurs pouvant localement occasionner la destruction partielle ou totale de 50 à 70 % des grappes. Généralement pertes de la qualité du raisin par développement de pourritures sur les dégâts (pourritures grise, noire ou acide). Pas d'impact sur la longévité du cep	Climat chaud et sec (eudémis et eulia), modéré et humide (cochylis), fragilité au printemps lors de l'inflorescence et à l'automne lors des vendanges, cépages sensibles, eudémis favorisé par la monoculture de la vigne dans le paysage.	Piéger les adultes et évaluer les populations en période à risque, mettre en place la confusion sexuelle si possible, prendre en compte la présence et le développement de parasitoïdes naturels, appliquer des insecticides en fonction de la pression de ravageurs (générations estivales).
Phylloxéra	Toutes	Dépérissement des variétés sensibles surtout <i>Vitis vinifera</i> franc de pied. Destruction de milliers d'hectares de parcelles par le passé, associée à une chute de rendement et de la qualité du raisin (baisse du sucre dans les baies).	Le vent peut augmenter la dissémination des jeunes larves (facteur aggravant), un sol argileux est un facteur aggravant, la plantation du matériel végétal sensible (parenté <i>V. vinifera</i> pour le porte-greffe ou franc de pied) est un risque.	Cultiver la vigne sur sol sableux (<3% argile), submerger les parcelles de vigne affectées pendant 40 à 60 jours durant l'hiver, utiliser un porte-greffe résistant (meilleure méthode éprouvée). La lutte chimique est peu ou pas efficace.
<i>Drosophila suzukii</i>	Grande partie de la moitié sud et du vignoble de l'est de la France	Pertes du volume global de récolte limitée mais altération de la qualité de la vendange (développement de pourritures, surtout acides). Pas d'impact sur la longévité du cep.	Les conditions humides et chaudes, période de forte pluviosité durant la maturation. Le climat tempéré (la drosophile est active entre 10°C et 30°C, optimum à 25°C), présence de plantes sauvages dans l'environnement proche des parcelles en production, sensibilité variétale (surtout cépages noirs).	L'effeuillage, éliminer les grappes atteintes (tri manuel) et les évacuer des parcelles, piégeage et identification. Les insecticides autorisés n'ont que très peu d'efficacité.
Adventices				
Espèces diverses (annuelles, vivaces, pluriannuelles, etc.) Espèces problématiques (liserons, rumex, amarantes, érigréons)	Toutes	Nuisibilité directe à travers : compétition pour l'eau (et l'azote), baisse de la vigueur, impact variable sur le volume de production (surtout en année sèche), baisse de la teneur en azote (des moûts).	-	Désherbage thermique, désherbage mécanique dans l'inter-rang (avec et sans enfouissement), désherbage mécanique sous le rang, enherbement, désherbage chimique.

Sources : vignevin.com; ephytia.inra.fr; (Barbier *et al.*, 2011 ; Fried, 2012 ; Des Robert, 2015)

1-1-10. Vergers fruitiers

Bioagresseur	Zone, culture	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Champignons				
Tavelure du pommier (Venturia inaequalis)	Toutes les régions Pommier	Formation de croûtes noirâtres liégeuses sur les fruits. Perte jusqu'à 100% du rendement	Printemps doux et humides, périodes pluvieuses, périodes sèches pendant la phase de maturation des ascospores, sensibilité variétale, pratiques culturales favorisant la croissance végétative	Broyer les feuilles dès leur chute, taille aérée des arbres pour limiter la croissance des pousses végétatives, protection fongicide raisonnée et préventive adaptée à la sensibilité variétale
Oïdium du pommier (Podosphaera leucotricha)	Toutes les régions Pommier	Affaiblissement de l'arbre, perte de production et altération de la qualité des fruits.	Une forte hygrométrie de l'air et des températures comprises entre 15 et 25°C sont des facteurs favorisant l'infection	Choix de variétés peu sensibles, suppression des rameaux et jeunes pousses atteints, éviter tout excès de vigueur des arbres, protection fongicide au stade bouton vert.
Maladies de conservation (Gloeosporiose commune)	Toutes les régions Pommier	Pourriture des fruits en verger et en conservation jusqu'à 100%.	Étés et automnes humides et pluvieux, variétés sensibles à récolte tardive, longue conservation, excès de maturité, déséquilibre nutritionnel, excès d'azote.	Respecter les dates de récolte et les conditions de stockage préconisées pour chaque variété. Seules les variétés sensibles et de longue conservation sont concernées par des traitements ciblés sur ces maladies, traitements de pré-récolte et de post-récolte
Oïdium du pêcher (Sphaerotheca pannosa)	Toutes les régions Pêcher	Perte de qualité (fruits tachés, déformés et donc impropres à la commercialisation)	La température de formation des conidies se situe entre 5 °C et 30 °C, avec un optimum vers 20-25 °C. La propagation est alors rapide si l'humidité relative est supérieure à 50%.	Supprimer les rameaux porteurs de manchons mycéliens, les fruits touchés, choisir des variétés peu sensibles, limiter l'irrigation et l'excès d'azote. Traitements chimiques.
Monilioses (monilia fructigena, monilia laxa, monilia fructicola)	Toutes les régions Pêcher	Dégradation de la qualité des fruits (taches brunes arrondies pouvant pourrir les fruits)	Présence l'année précédente, forte humidité atmosphérique, présence d'eau liquide (fortes précipitations estivales), températures entre 15 et 20 °C, présence de blessures sur les fruits.	La taille des arbres réduit la présence de foyers primaires, protection contre les gelées, lutte chimique contre le carpocapse. Traitement en période de floraison et en pré-récolte
Cloque du pêcher	Toutes les régions Pêcher	Perte de vigueur des arbres et des rendements, déformation des feuilles et des jeunes rameaux.	Les hivers doux et humides, températures entre 13 et 18 °C, printemps froid et humide.	Éliminer les bouquets de feuilles cloquées en cas de forte attaques. Lutte chimique facile et efficace, mais préventive. Deux traitements fongicides suffisent (dès l'allongement des bourgeons à bois terminaux et au stade B-C du pêcher)
Tavelure noire du pêcher (Venturia carpophylla)	Toutes les régions Pêcher, abricotier, prunier, amandier	Apparition de taches noirâtres qui peuvent conduire à un déclassement des lots de fruits.	Présence de drageons porteurs de taches, pluies, abondantes, irrigation sur frondaison, une température élevée, printemps humides et frais, variétés sensibles	Enfouissement ou broyage des feuilles, appliquer une taille aérée des arbres, traitements fongiques.
Rouille	Toutes les régions Prunier	Défoliation précoce des arbres, entrave à la maturation normale des fruits – perte de rendement	L'infection initiale est favorisée par les pluies printanières des mois d'avril et de mai	Enfouir ou broyer précocement les feuilles sur lesquelles se conservent les spores, irriguer juste après la chute des feuilles afin d'humidifier le sol. Interventions fongiques préventives sur jeunes plantations
Oïdium de l'abricotier (Podosphaera tridactyla)	Toutes les régions Abricotier	Dégradation de la qualité des fruits (déformation, taches blanchâtres et impropres à la vente)	La température optimum de développement se situe aux environs de 20 °C et la propagation est alors rapide si le taux d'humidité relative est supérieur à 90%.	Élimination systématique des arbres présentant des symptômes hivernaux. Traitements chimiques spécifiques et précoces.

Bioagresseur	Zone, culture	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Champignons (suite)				
Cylindrosporiose (Blumeriella hiemalis)	Toutes les régions Cerisier	Chute prématurée des feuilles entraînant un mauvais aoûtement des rameaux atteints, baisse du taux de nouaison et du calibre des fruits	Humidité due à la pluie ou à la rosée, températures optimales entre 16 et 20 °C, variétés sensibles	Lutte préventive - espacer les plants, déclencher les irrigations par aspersion le matin, aérer les arbres par la taille pour limiter l'humidité de l'air dans les parcelles. Lutte chimique raisonnée avec celle contre le monilia
Acariens				
Acarien rouge (Panonychus ulmi)	Toutes les régions Pommier et prunier	Pertes des feuilles, perte en quantité et en qualité des fruits.	Étés chauds et secs, pratiques culturales (grande végétation, excès d'azote), usage répété de certains insecticides ou fongicides.	Protection des prédateurs naturels, traitements chimiques en période pré-florale et en végétation
Insectes				
Carpocapses	Toutes les zones de cultures Pommier	Diminution de la valeur qualitative des récoltes et perte en quantité pouvant atteindre 100 %.	Le vol crépusculaire n'a lieu que si les températures sont supérieures à 15°C pendant 2 jours avec une humidité relative supérieure à 60%	Pose de filet mono-rang ou mono-parcelle, piégeage massif à partir d'attractifs alimentaires, utilisation de la confusion sexuelle, emplois de nématodes, traitements en végétation.
Carpocapse	Toutes les régions Prunier	Perte en qualité (fruits véreux, extrêmement sensibles aux monilioses)	L'apparition des vols semble liée à la somme des températures moyennes journalières supérieures à 10 °C à partir de janvier.	Les variétés précoces de prunier sont faiblement attaquées. Traitement de larvicide organophosphoré (1 ^{ère} génération) avec un ovicide-larvicide à longue rémanence (2 nd génération).
Puceron cendré	Toutes les régions Pommier	Déformation des jeunes fruits et perte de récolte.	Pousse active, excès d'azote	Favoriser l'action des prédateurs naturels (syrphes, coccinelles, chrysopes, forficules). Traitements préventifs en floraison et curatifs en végétation.
Puceron lanigère du pommier	Toutes les régions Pommier	Formation de nodosités sur les rameaux. Pertes des arbres en cas de fortes attaques.	Sensibilité des porte-greffes	Protection des prédateurs généralistes et de l'aphelinus mali dans le verger. Les traitements doivent être réalisés dès le dépassement du seuil de tolérance (10% de rameaux touchés).
Pucerons (vert, noir, cigarier, brun, farineux)	Toutes les régions Pêcher	Destruction des boutons floraux et réduction du calibre des fruits.	Développement dépendant des conditions climatiques et en particulier de la température. Fécondité faible à plus de 30°C.	Favoriser l'action des parasites naturels (syrphes, coccinelles, chrysopes), traitements chimiques en préfloraison et en végétation.
Puceron vert (Brachycaudus helichrysi)	Toutes les régions Prunier, abricotier, pêcher	Perte en qualité (fruits déformés, jaunâtres et qui chutent).	-	Favoriser l'action des prédateurs (coccinelles, syrphes, etc.), éviter l'excès de fertilisation azotée de début de printemps, intervention chimique avant le débourrement des bourgeons et dès l'apparition des premières feuilles.
Pucerons Puceron noir du cerisier (Myzus cerasi)	Toutes les régions Cerisier	Nuisible à la quantité et à la qualité des fruits récoltés	Pousse végétative importante (taille forte, excès d'azote), sensibilité du matériel végétal.	Éviter une pousse végétative importante (taille forte, excès d'azote, etc.), Traitement d'hiver avec des huiles blanches (intervention pré-florale sur les fondatrices dès l'éclosion des œufs et après floraison si les colonies dépassent le seuil de 5 à 10%)

Bioagresseur	Zone, culture	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Insectes (suite)				
Pucerons (Hyalopterus pruni)	Toutes les zones de production Abricotier	Chute prématurée des feuilles, atrophie des fruits et diminution notable de la vigueur de l'arbre.	Organes végétatifs poussant, abus d'azote.	Détruire les mauvaises herbes qui servent d'hôtes secondaires. Application d'huiles blanches en hiver, Utilisation d'un aphicide bénéficiant d'une AMM (en d'infestation au printemps ou en été).
Tordeuse orientale	Toutes les régions Pommier, pêcher, prunier et abricotier	Pertes sur pommier similaires à celles de la carpocapse. Dégâts importants sur pêcher et moindre sur prunier et abricotier	Le lépidoptère n'a pas d'ennemi spécifique sous les climats français et le parasitisme est faible	Piégeage sexuel mis en place quarante jours avant la maturité, traitement en végétation. Dans les vergers où les attaques sont annuelles, la lutte par confusion sexuelle doit être utilisée.
Cochenilles (Pseudaulacaspis pentagona)	Toutes les régions Pêcher	En absence de protection, le verger peut dépérir très rapidement.	Utilisation irraisonnée de pesticides et des traitements mal ciblés, un environnement infesté constitue un risque de contamination.	Favoriser l'action des parasites naturels comme Encarsia berleseii, traitement à l'eau à haute pression, traitement d'hiver (huiles blanches), traitements effectués en cours de végétation.
Thrips (frankliniella occidentalis, thrips meridionalis)	Toutes les régions Pêcher	En cas de forte attaque, la quasi-totalité des fruits peut avoir des taches sur 20% de leur surface.	Les fortes attaques sont consécutives à un temps chaud et sec, surcharge des arbres, hausse brutale de l'évaporation, maturité étalée de certaines variétés.	Effectuer des fauchages réguliers, ne pas la réaliser de taille trop près de la maturité, poser de plaques bleues engluées, traitements chimiques.
Anarsia	Toutes les régions Abricotier	Dégâts conséquents avec une dépréciation de la qualité de la production.	-	Lutte chimique possible et raisonné en combinaison avec le piégeage sexuel.
Mouche Suzuki	Toutes la France Cerisier	Lésions et flétrissement des fruits, écoulement du jus. Possible perte totale de la production en cas de forte de pression	Température optimale de développement est d'environ 25 °C, La présence de plantes sauvages, comme les mûres ou le sureau dans l'environnement des parcelles en production favorise le développement de l'insecte	Aération du verger (taille adaptée et maintien de l'enherbement ras), éviter les fonds de cueille et les fruits en sur-maturité, sortir les écarts de tri de la parcelle et les éliminer, traitements chimiques.
Mouche de la cerise (Rhagoletis cerasi)	Toutes les régions Cerisier	Brunissement suivi d'un flétrissement d'une partie du fruit. Récolte difficilement vendable.	Variétés de saison et tardives, variétés blanches plus sensibles, la partie de la frondaison exposée au sud plus sensible aux attaques, ennemis naturels insuffisants.	Piégeage avec un piège chromatique, traitement chimique à partir de la véraison - lutte préventive avec des pyréthrénoïdes et lutte curative avec des organo-phosphorés.
Acarien rouge (Panonychus ulmi)	Prunier	Les fortes attaques entraînent une diminution du calibre des fruits, de leur taux de sucre et peuvent défavoriser l'induction florale.	Étés chauds et secs, pratiques culturales (grande végétation, excès d'azote)	Protection des prédateurs naturels d'acariens (anthocorides, mirides, coccinelles, chrysopes, hémérobes Phytoséiides). Lutte chimique.

Bioagresseur	Zone, culture	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Virus				
Sharka (maladie pouvant causer de grosses pertes économiques.)	Toutes les régions Prunier	Fruits déformés, présentant des nécroses, baisse de leur teneur en sucres et peu commercialisables.	Présence de pucerons, multiplication ou le greffage de matériel végétal contaminé	Utilisation de matériel végétal certifié, élimination rapide des arbres contaminés, destruction des prunus sauvages et des adventices hôtes, protection précoce contre les pucerons, pas de méthode curative.
Bactérie				
Bactérioses (Pseudomonas syringae pv. syringae)	Toutes les régions Abricotier	Dégâts sur les rameaux et charpentières des arbres, dégradation des feuilles et des fruits (tâches liégeuses et criblures)	Pluviosité et hygrométrie importantes, épisodes de gel/dégel, sols à texture grossière, acides, et hétérogènes, mauvaise adaptation du porte-greffe au sol, sensibilité variétale.	Éviter les parcelles exposées au froid, les sols trop caillouteux, acides et décalcifiés, choisir le porte-greffe en fonction du type de sol, prévoir une irrigation adaptée suivant le sol, désinfecter les sécateurs à l'alcool le plus fréquemment, protections chimiques au cuivre

Sources : <https://defenseculture.ctifl.fr/Pages/Recherche.aspx?Type=1> ; <http://ephytia.inra.fr/fr/P/132/Pomme> ; (Sauphanor *et al.*, 2009) <http://ephytia.inra.fr/fr/C/11084/Hypp-encyclopedie-en-protection-des-plantes-Cultures-fruitieres>; <https://www.syngenta.fr/adventices-maladies-ravageurs-des-cultures>

1-1-11. Carotte

Bioagresseurs	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Champignons				
Brûlure des feuilles (aérienne) (Alternaria dauci)	Pression plus importante dans les zones méridionales que septentrionales	Baisse de rendement liée à la perturbation des fonctionnalités du feuillage	Projections de gouttes de pluie ou d'irrigation, temps pluvieux ou avec des rosées, T° entre 24 et 28°C, semis de fin de printemps et d'été.	Éviter (excès d'azote, résidus sur la parcelle, arrosages en fin de journée ou la nuit), semences traitées, variétés tolérantes et protection fongicide
Cercosporiose (Cercospora carotae)	France	Dégâts sur les feuilles : taches circulaires ou semi-circulaires, souvent situées au bord des folioles, claires au centre et cerclées de brun.	Semences contaminées, déchets de culture, feuillages luxuriants et denses induisant une humidité, semis tardifs.	Rotation des cultures qui réduit l'inoculum, élimination des déchets de culture, aération de la culture, éviter l'excès d'azote, choix de variétés moins sensibles, traitement fongicide des semences.
Oïdium de la carotte (aérienne) (Erysiphe heraclei)	France (zones tempérées et méridionales)	Baisse de rendement liée à la perturbation des feuilles	Températures élevées (13 à 31°C), humidité nocturne, sécheresse et excès d'azote.	Assurer une protection en végétation combinée avec celle pratiquée contre les brûlures des feuilles. Traitement fongique.
Pourriture blanche (Sclerotinia sclerotiorum)	-	Dégâts se manifestant par foyers aussi bien au champ qu'en conservation.	Hivers doux (15°C) et humides, végétation abondante, densité élevée, excès de fumure azoté, hygrométrie élevée au stockage	Rotations en évitant (pois, haricot, fenouil, laitue, etc.), éliminer tous les résidus de plantes malades, traitement chimique 3 semaines avant paillage.
Maladie de la bague (Phytophthora megasperma)	France surtout Manche, Bretagne, Vaucluse, Est, Midi et Ouest	Elle ne concerne que la carotte de garde et les dégâts peuvent être considérables	Enfouissement de résidus de culture, rotations courtes, présence d'eau libre sur les racines, due à des hivers doux et humides ou à des sols mal drainés ou tassés.	Ne pas excéder 2 cultures de carotte tous les 5 ans sur la même parcelle, éliminer les déchets atteints, favoriser les techniques culturales qui améliorent la structure du sol, traitements du sol et foliaires.
Maladie de la tache (Pythium violae)	France	Dégâts sur racine et risque de nécroses humides	Excès d'humidité et de fertilisations azotées trop importantes, rotation trop faible	Éviter l'excès d'azote, allonger les rotations et implanter les cultures sur des sols drainants ou bien drainés, traitement chimique.
Rhizoctone brun (Thanatephorus cucumeris)	Sud-Ouest de la France	Dégâts (fontes de semis, pertes de plantules, carottes fourchues et nécroses sur pivots).	Forte humidité, températures à partir de 15 °C, sol tassé et humide, semis trop profond, irrigations ou pluies excessives rotations favorisantes (haricots, maïs, carottes, ...)	Désinfections de sol avec des précurseurs, rotations défavorables (céréales à paille, alliées, ...), gestion de l'irrigation et l'aération du sol, enfouissement de matière organique.
Pourriture noire des racines (Alternaria radicina)	-	Fontes de semis, lésions noires déprimées sur les racines, etc.	Forte humidité, résidus de cultures abondants sont des éléments favorisant le maintien de l'inoculum.	Rotation longue, élimination des déchets de culture, variétés tolérantes, traitement de semences et traitements préventifs ou curatifs
Rhizoctone violet	France	Dégâts sur la qualité (carottes atteintes impropres à la vente).	Cultures hôtes (betterave, pomme de terre, etc.), mauvaises herbes (renouées, chénopodes, ...), sols acides, été chaud suivi d'un automne pluvieux.	Éliminer les plantes hôtes, détruire les plantes malades, rotation de 3 à 5 ans, culture de ray-grass, fumigation dans les parcelles contaminées.
Tâche noire des racines	-	Dégâts connus en cours de conservation. Parasite rare sur les carottes primeurs.	Ce champignon se développe sur une large gamme de températures (0 à 25°C) avec un optimum vers 17°C.	Adopter une rotation longue, éliminer les déchets de culture et les adventices ombellifères, optimiser les conditions de stockage (température voisine de 1°C et humidité relative proche de la saturation). Pulvérisations foliaires.

Bioagresseurs	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Insectes				
Mouche de la carotte (Psila rosae)	Toutes régions	Croissance ralentie, pourriture et goût amer des carottes attaquées.	Sol frais, riche en matières organiques et se réchauffant facilement, températures entre 18 et 22 °C, rotation avec des apiacées, présence de haies, tas de déchets d'une culture précédente à proximité	Rotation de 5 ans entre les différentes ombellifères cultivées (carotte, céleri, persil, panais), réduire la présence d'ombellifères cultivées ou adventices dans l'environnement de la parcelle. Traitements au semi et en végétation
Mouche mineuse (Napomyza carotae)	Est de la France	Dégâts sur les racines et les feuilles	Présence des apiacées sauvages constitue le réservoir naturel de ce ravageur.	Traitement : seules les interventions foliaires peuvent avoir une efficacité, 2 à 3 semaines après l'apparition des premières piqûres
Nématodes				
Nématodes à kystes, galles et lésions	Ouest de la France (kystes), bassins de production (galles)	jaunissements et rougissements des feuilles,	Micro-organismes du sol, absence de plante hôte, température trop haute ou trop basse, humidité insuffisante ou excessive, anoxie, sols légers, climats chauds	Éviter tout transport de terre des zones infestées vers les parcelles saines, éviter l'usage d'outils contaminés, allonger les rotations, traitement chimique.

NB : En plus des bioagresseurs listés dans le tableau, d'autres bioagresseurs importants n'ont pas été présentés dans le tableau car les informations sur les caractéristiques (zone, dégâts et nuisibilités potentielles, facteurs de risques et méthodes de lutte) manquent. Ces bioagresseurs sont les adventices (graminées et dicotylédones).

Sources : <https://www.syngenta.fr/adventices-maladies-ravageurs-des-cultures>; <https://defenseculture.ctifl.fr/Pages/Recherche.aspx?Type=1>; <http://ephytia.inra.fr/fr/C/24174/Vigi-Semences-Carotte>; <http://www.unilet.fr/cultures/carottes/ravageurs.php>

1-1-12. Chou

Bioagresseurs	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Champignons aériens				
<i>Mycosphaerella brassicicola</i>	France	Graves dégâts (taches sur les feuilles, tiges et siliques).	Elle se développe entre 13 et 26°C, son optimum se situant entre 16 et 20°C. Sa zone de prédilection est donc les régions côtières à climat doux et humide.	Utiliser des semences saines, choisir des variétés tolérantes, éliminer les feuilles atteintes, éliminer les débris de culture, pratiquer des rotations longues sans brassicacées
Mildiou des crucifères (<i>Peronospora parasitica</i>)	-	Problème majeur de la culture de romanesco	Humidité supérieure à 98%, températures situées entre 8 et 16°C, pluie, rosée nocturne, brouillard, rotations trop courtes.	Variétés moins sensibles, rotation longue sans crucifère, détruire les résidus, désherber pour éliminer les crucifères, limiter l'humectation du feuillage (en pépinière), traiter préventivement les pépinières.
Champignons souterrains				
Hernie des crucifères (<i>Plasmodiophora brassicae</i>)	-	Une attaque faible générera une baisse de calibre et de qualité mais des attaques fortes peuvent anéantir toute la production	Sols hydromorphes, battants et acides, températures entre 6 et 35 °C, retour fréquent du colza, mauvais désherbage.	Variétés résistantes, rotation longue sans crucifère (4-5 ans), chauler les sols acides pour obtenir un pH aux environs de 7, implanter la culture dans des terres bien drainées, nettoyer les outils et le tracteur au jet d'eau.
Pied noir (<i>Leptosphaeria maculans</i>)	France	-	-	Utiliser des semences saines, respecter la rotation, éliminer les adventices de la famille des brassicacées, broyer et enfouir profondément les résidus de culture.
Bactéries				
<i>Pseudomonas syringae</i> pv	-	Dégâts (présence de tâches) sur les feuilles, tiges et inflorescences.	Semences contaminées	Utiliser des semences indemnes, éviter les parcelles avec apport de fertilisation organique, limiter l'irrigation pour maintenir les cultures sèches, rotations longues, éliminer les résidus de cultures atteints
<i>Xanthomonas campestris</i>	France	Présence de taches jaunâtres sur les feuilles et brunes, grasseuses sur les hampes et siliques	Semences contaminées	Utiliser des semences et plants sains, détruire les brassicacées adventices et les repousses, pratiquer des rotations d'au moins 3 ans avec des plantes autres que brassicacées.
Insectes				
Mouche du chou (<i>Delia radicum</i>)	-	Pourritures qui attirent d'autres diptères saprophytes	Développement embryonnaire sous des températures entre 15 et 20°C.	-
Puceron cendré (<i>Brevicoryne brassicae</i>)	-	Destruction de la plante ou retard de croissance	Les hivers doux permettent la survie des virginipares qui se multiplient dès février.	Intervenir avec des traitements suivant les avertissements.
Noctuelles	-	Dégradation des feuilles des crucifères.	-	Éliminer les adventices réservoirs de ponte, traiter dès observation des premiers dégâts.

NB : En plus des bioagresseurs listés dans le tableau, d'autres bioagresseurs importants n'ont pas été présentés dans le tableau car les informations sur les caractéristiques (zone, dégâts et nuisibilités potentielles, facteurs de risques et méthodes de lutte) manquent. Ces bioagresseurs sont les insectes (*teigne (plutella maculipennis)*, *piéride de la rave et altises*)

Sources : https://www.syngenta.fr/adventices-maladies-ravageurs-des-cultures?search_api_views_fulltext=chou&items_per_page=24; <http://ephytia.inra.fr/fr/C/24189/Vigi-Semences-Choux>

1-1-13. Tomate

Bioagresseurs	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Champignons aériens				
Pourriture grise (Botrytis cinerea)	-	Dangereux en culture de tomate sous abris – perte de qualité des tomates.	Températures entre 16 et 23°C associées à une hygrométrie élevée (supérieur à 95%), excès d'azote, courants d'air.	Travailler avec des substrats désinfectés, éviter les semis trop denses, diminuer l'hygrométrie, éviter les blessures, éviter toute condensation sur les feuilles, éliminer tous les supports de contamination, traiter dès les premiers symptômes
Oidium neolycopersici	-	Dégâts sur les feuilles et maladie difficiles à contrôler.	Humidité relative de 50 à 70%, températures comprise entre 15 à 30°C	Surveillance pour déterminer les premiers symptômes et blocage de la maladie dès le départ avec plusieurs traitements.
Cladosporiose (Fulvia fulva)	-	Dégâts fréquents et potentiellement graves	Atmosphère confinée, sans aération et par forte hygrométrie, températures de 20 à 25° C, humidité relative supérieure à 80%.	Désinfecter les installations, supprimer les débris végétaux, variétés résistantes, aérer les abris, éliminer les feuilles atteintes effectuer 1 à 2 traitement préventifs en période de risques.
Alternariose (Alternaria tomatophila)	-	Les pertes de rendement peuvent dépasser 20% et rendent la récolte mécanique difficile.	Maturité des fruits très étalée, blessures sur les fruits, coups de soleil, végétation dense et excès d'azote, culture en surmaturité récoltée trop tardivement.	Éviter toute attaque d'insectes à partir de la floraison. Protéger la culture par un programme de traitement débutant à la floraison
Mildiou (Phytophthora infestans)		Dégradation de qualité (duvet vert brunâtre ou jaune marbré de brun)	Les pluies, une humidité relative supérieure à 90% et des températures comprises entre 10 et 25 C favorisent l'évolution de la maladie.	Éviter la proximité de pommes de terre, détruire les débris de végétation, choisir des variétés tolérantes, éviter les irrigations par aspersion en cours de culture, aérer en fin de journée (sous abris), traitements préventifs.
Bactéries				
Chancre bactérien (Clavibacter michiganensis)	-	Fruits plus petits, mal colorés ou chutant prématurément	Opérations culturales, solution nutritive, arrosage par aspersion, adventices solanacées, températures comprises entre 18 et 28°C, une humidité relative supérieure à 80% et un apport excessif d'azote.	Enlever tous les débris végétaux, éviter les irrigations par aspersion, désinfecter tout le matériel, long assolement (au moins 3 ans), peu de produits efficaces
Insectes				
Aleurodes (Trialeurodes vaporariorum)	-	Souille des fruits les rendant impropres à la commercialisation	Températures clémentes et conditions estivales des abris.	Traiter les plantes avant arrachage, contrôler la qualité sanitaire des plants, produire les plants dans un abri insect-proof, installer des toiles insect-proof aux ouvertures des abris, désherber la serre et ses abords, utiliser des auxiliaires, raisonner la protection chimique
Punaises (Nezara viridula)	-	Dégradation de la qualité et vecteurs de bactéries	Limitation de l'emploi des insecticides à spectre large, consécutive au développement de la protection intégrée, semble avoir contribué à l'émergence de ces punaises sous abri.	Traiter les plantes avant arrachage, détruire les débris végétaux, lessiver à l'eau et traiter les parois des abris, désinfecter le matériel utilisé en serre, produire les plants dans un abri insect-proof, installer des toiles insect-proof aux ouvertures des abris, désherber la serre et ses abords, raisonner la protection chimique

Bioagresseurs	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Insectes (suite)				
Noctuelles (diverses espèces)	-	Dégâts parfois considérables, dégradation de la qualité des tomates.	-	Installer des toiles insect-proof aux ouvertures des abris, des pièges à phéromones à l'extérieur de l'abri, utiliser des auxiliaires, raisonner la protection chimique
Pucerons (diverses espèces)	-	Souillure de fruits qui sont ainsi non vendables.	Ces insectes apprécient les températures clémentes et les conditions estivales des abris	Contrôler la qualité sanitaire des plants, produire les plants dans un abri insect-proof, installer des toiles insect-proof aux ouvertures des abris, désherber la serre et ses abords, détecter les premiers ravageurs grâce aux panneaux jaunes, utiliser des auxiliaires, raisonner la protection chimique.
Thrips (<i>Frankliniella occidentalis</i>)	-	Dégradation de qualité (fruits plus ou moins déformés présentent des lésions liégeuses linéaires)	La nature de la plante, la température, l'hygrométrie dans la culture, influencent notamment le développement des thrips.	Traiter les plantes avant arrachage, enlever et détruire les débris végétaux, désinfecter le substrat, préchauffer la serre, contrôler la qualité sanitaire des plants, produire les plants dans un abri insect-proof, installer des toiles insect-proof aux ouvertures des abris, désherber la serre et ses abords, détecter les premiers ravageur, utiliser l'auxiliaire, raisonner la protection chimique.
Mineuses (<i>Liriomyza</i> spp.)	-	Pertes pouvant aller jusqu'à 80-100%. Les fruits attaqués sont impropres à la consommation.	Intensités lumineuses élevées, plantes hôtes plutôt vigoureuses, hygrométries importantes (80-90 %).	Utilisation de plants indemnes, mettre en place de pièges à phéromones, de filets pour empêcher la pénétration dans les serres, utilisation de punaises prédatrices, interventions chimiques raisonnées.
Acariens				
Acariens (<i>Tetranychus urticae</i>)			Plantes taillées et fumées, périodes chaudes et sèches, facteurs défavorisant les auxiliaires.	Traiter les plantes avant arrachage, lessiver à l'eau et traiter les parois des abris, désinfecter le matériel utilisé en serre, préchauffer la serre avant mise en place des plants, contrôler la qualité sanitaire des plants, désherber la serre et ses abords, utiliser des auxiliaires, raisonner la protection chimique.
Virus				
Virus des feuilles jaunes en cuillère			Zones de cultures ornementales. Potentiellement, ce vecteur peut donc favoriser la dissémination de ce dangereux virus	Pose de filets étanches aux insectes pour les pépinières et de filets ou toiles non tissées pour les cultures, traitements contre l'aleurode, insectes auxiliaires, variétés tolérantes.

NB : En plus des bioagresseurs listés dans le tableau, d'autres bioagresseurs importants n'ont pas été présentés dans le tableau car les informations sur les caractéristiques (zone, dégâts et nuisibilités potentielles, facteurs de risques et méthodes de lutte) manquent. Ces bioagresseurs sont les champignons souterrains (*fusariose (fusarium oxysporum)* et *verticilliose (verticillium dahliae)*)

Sources : https://www.syngenta.fr/adventices-maladies-ravageurs-des-cultures?search_api_views_fulltext=tomate&items_per_page=24; <http://ephytia.inra.fr/fr/C/4943/Tomate-Fiches-maladies-et-ravageurs>; <http://ephytia.inra.fr/fr/C/4941/Tomate-Index-maladies-et-ravageurs-de-la-tomate>

1-1-14. Melon

Bioagresseurs	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Champignons				
Cladosporiose (nuile grise) aérien	Principalement dans l'Ouest et le Sud-Ouest	Dommages sur les qualités des fruits (petites taches chancreuses, grasseuses et concaves)	Conditions climatiques froides et humides, parcelles mal drainées, températures entre 5 et 30°C, périodes de brouillards, de rosées abondantes et fréquentes, et de légères pluies, tissus jeunes (plantules, apex, jeunes fruits)	Aérer les abris et les chauffer, irriguer le matin, fermer les ouvrants avant les pluies (sous abris), rotations culturales avec plantes non hôtes traitements préventifs aux fongicides .
Oïdium (ou blanc) des cucurbitacées aérien	Zones de production	Pertes importantes de rendement et baisse de la qualité des fruits et de leur durée de conservation	Températures entre 10 et 35°C, plantes et feuilles situées à l'ombre, fumures azotées excessives.	Enlever les feuilles oïdiées, contrôler le climat, gérer la fertilisation, éliminer les adventices et les débris végétaux, nettoyer et désinfecter le matériel, variétés tolérantes, traitements fongiques.
Mildiou des cucurbitacées aérien	Zones de production	Dégâts très dommageables sur diverses cucurbitacées	Fortes hygrométries survenant en périodes de brouillards, de rosées, de pluies et d'irrigations par aspersion, températures comprises entre 8 et 27°C.	Aérer les abris, éviter les irrigations par aspersion ou par brumisation, détruire les débris végétaux, contrôler la qualité des plants, équilibrer les fumures azotées, traitements fongicides préventifs.
Moisissure grise (Botrytis cinerea) aérien	Zones de production	Champignon le plus dommageable en culture légumière sous abris.	Humidité avoisinant 95 %, températures entre 17 et 23°C, irrigation par aspersion.	Aérer les abris, taille et effeuillage soignés, éliminer les tissus colonisés, maîtriser la fumure azotée, éviter l'excès d'azote, traitements aux fongicides.
Anthraxnose (nuile rouge) aérien	Zones de production (peu présente en France)	Perte de qualité (tâches qui peuvent apparaître en cours culture et en conservation)	Périodes humides, à la faveur des pluies et d'irrigations par aspersion, températures comprises entre 5 et 30°C.	Éviter les irrigations par aspersion, détruire les résidus de culture, ne pas utiliser des graines contaminées, instaurer des rotations, assurer un bon drainage, traitements fongiques
Sclérotiniose (sclerotinia sclerotiorum) tellurique	-	Dégradation de la qualité (pourriture humide et sombre sur les fruits)	Températures comprises entre 4 et 30°C, périodes humides et pluvieuses, sols légers et riches en humus.	Aérer les abris, irriguer le matin, détruire les débris végétaux, maîtriser l'azote, rotations longues, désinfection du sol, sol bien travaillé et drainé, traitements préventifs en cas de fortes pressions.
Rhizoctonia solani tellurique	-	Dégradation de la qualité des fruits	Sols humides et lourds, sols plus légers et plus secs, températures comprises entre 5 et 36°C.	Éviter les excès d'humidité et de température, utiliser un substrat sain et des plants de qualité, désinfecter du sol.
Fusariose (Fusarium oxysporum f. sp. melonis) tellurique	Zones de production	Dégâts sur les feuilles et dommages qui peuvent être élevés sur la production	Printemps froids, zones de production où les températures du sol avoisinent 18 et 25°C, excès d'azote, stress thermiques	Éliminer les plantes malades, nettoyer les outils, utiliser des semences de qualité, rotations culturales (au moins 8 ans), désinfection du sol, éviter les fumures azotées excessives,
Verticilliose (Verticillium dahliae) Vasculaires	Essentiellement dans le sud-est	-	Leurs optimums thermiques se situeraient entre 20 et 32°C, sols neutres à alcalins, monoculture de plantes sensibles ou des rotations trop courtes ou mal choisies.	Nettoyer les outils utilisés, éliminer les résidus de culture, rotations culturales, destruction de mauvaises herbes, désinfection du sol, traitements fongiques

Bioagresseurs	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Champignons (suite)				
Pourriture "noire" des racines (Phomopsis sclerotioides) tellurique	-	Dégâts principalement dans les cultures sous abris	Sols frais et humides, plantes chargées en fruits.	-
Racines roses (Pyrenochaeta)	-	-	Températures entre 16 et 32°C, sols lourds et mal drainés, à faible teneur en matière organique.	Détruire les plantes malades, rotations culturales préventives, désinfection du sol,
Bactérie				
Bactériose du melon	Zones de production	Dégâts sur fruits (tâches pouvant réduire fortement la production et entraîner des pertes économiques importantes)	Hygrométrie ambiante, présence d'eau libre sur les plantes, températures relativement fraîches.	Traitements cupriques, réduire les irrigations par aspersion, éviter de laisser des débris végétaux sur le sol ou de les enfouir, détruire vite les plantes affectées, rotations de 2 à 3 années, éviter de planter trop tôt, fertilisation équilibrée.
Insectes ravageurs				
Pucerons (Aphis gossypii)	-	Nuisibilité importante : Dégâts (arrêt de croissance des jeunes pousses et enroulement du feuillage), transmission de virus.	Températures clémentes et conditions estivales des abris.	Variétés résistantes, contrôler la qualité sanitaire des plants, installer des toiles insect-proof aux ouvertures des abris, désherber la serre et ses abords, utiliser des auxiliaires sous abri, raisonner la protection chimique
Thrips (Frankliniella occidentalis)	-	Lésions blanchâtres sur les fleurs, lésions argentées et subérisées sur les fruits. Nuisibilité moyenne	Nature de la plante, température, hygrométrie dans la culture	Traiter les plantes, détruire les débris végétaux, désinfecter le substrat, préchauffer la serre, contrôler la qualité sanitaire des plants, utiliser des auxiliaires, raisonner la protection chimique
Mineuses (Lyriomyza sp.)		Nuisibilité moyenne	Intensités lumineuses élevées, hygrométries importantes (80 – 90%).	Détruire les débris végétaux, désinfecter le substrat réutilisé ou le sol, contrôler la qualité sanitaire des plants, désherber la serre et ses abords, détecter les premiers ravageurs grâce aux panneaux jaunes, utiliser des auxiliaires, raisonner la protection chimique
Nématodes				
Nématodes à galles (Meloidogyne incognita)	-	-	sols chauds et humides, températures entre 5°C et 38°C, densité d'inoculum du sol, manifestation de divers stress pour les plantes.	Rotations culturales, labours, plantations précoces et sur buttes, contrôle des mauvaises herbes, traitements aux nématicides.
Acariens				
Acariens (Tetranychus urticae)	-	Nuisibilité importante	Plantes taillées et fumées, périodes chaudes et sèches, facteurs défavorisant les auxiliaires (températures trop basses, applications d'insecticides)	Traiter les plantes avant arrachage, lessiver à l'eau et traiter les parois des abris, désinfecter le matériel utilisé en serre, préchauffer la serre avant mise en place des plants, contrôler la qualité sanitaire des plants, désherber la serre et ses abords, utiliser des auxiliaires, raisonner la protection chimique

Sources : <http://ephytia.inra.fr/C/7629/Melon-Index-maladies-et-ravageurs-du-melon>

1-1-15. Poireau

Bioagresseurs	Zone	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Champignons (suite)				
Mildiou du poireau (Phytophthora porri)	-	Pertes de rendement ou perte totale de la culture. Les plantes affaiblies ne poussent plus.	Températures entre 1 à 25°C, humidité forte (temps doux et pluvieux)	Choisir des variétés tolérantes, installer la culture sur des parcelles bien drainantes, assurer une fertilisation azotée mesurée. Lutte chimique doit être préventive dès l'automne
Rouille du poireau (Puccinia porri, allii)	-	Baisse de rendement et hausse des frais d'épluchage	Hygrométrie > 90 % (pluie, rosée du matin), températures entre 14 et 18°C	Utiliser des variétés tolérantes, pratiquer une rotation de culture et une fertilisation azotée mesurée, lutte chimique doit être préventive dès que les risques deviennent importants
Bactérie				
Graisse du poireau (Pseudomonas syringae)	-	Dégâts possibles en pépinière sur les semis de printemps	Longues périodes pluvieuses associées à une température d'environ 20°C, excès de fertilisation azotée.	La lutte est basée sur les traitements des poireaux en pépinière ou lors des semis directs
Insectes				
Teigne du poireau	-	Aspect lacéré des poireaux les rendant invendables et pourritures	-	Traiter les pépinières et les cultures par pulvérisations d'insecticides avant que les larves ne pénètrent à l'intérieur de la plante, suivre les vols (pièges sexuels, avertissements agricoles).

NB : En plus des bioagresseurs listés dans le tableau, d'autres bioagresseurs importants n'ont pas été présentés dans le tableau car les informations sur les caractéristiques (zone, dégâts et nuisibilités potentielles, facteurs de risques et méthodes de lutte) manquent. Ces bioagresseurs sont les insectes (*mouche mineuse et thrips*)

Source : https://www.syngenta.fr/adventices-maladies-ravageurs-des-cultures?search_api_views_fulltext=Poireau&items_per_page=24; (Picault *et al.*, 2016)

1-1-16. Canne à sucre

Bioagresseurs	Département concernés	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Flore adventice				
Fataque-duvet	Guadeloupe, Martinique, Réunion	<p>Perte directe : à partir du deuxième mois de culture, quand une parcelle est totalement enherbée, la perte de rendement en canne est de 300 à 500 kg/ha/jour, soit une perte de 9 à 15 t/ha pour un mois de retard de désherbage.</p> <p>Perte indirecte : surcoûts engendré par la hausse du temps consacré à l'entretien, les produits phytosanitaires, gêne à la récolte provoquant un allongement du chantier de coupe, pénalisation des cycles ultérieurs</p>	<p>Pour les lianes, la présence est favorisée par l'abondance des oiseaux et le développement de l'irrigation par aspersion, la mécanisation des récoltes</p>	<p>Désherbage mécanique de l'inter-rang, fanage de la paille sur la parcelle, désherbage manuel de rattrapage au moment de l'épillage, semis de plantes de service sur l'inter-rang, couvertures végétales et les engrais verts. Désherbage chimique.</p>
Fataque				
Petit-chiendent				
Rottboellia exaltata ou cochinchinensis	Guadeloupe, Martinique			
Echinochloa colona	Guadeloupe, Réunion			
Oumine	Guadeloupe, Martinique, Réunion			
Merremia aegyptia				
Centrosema pubescens	Guadeloupe, Réunion			
Centrosema v.	Guadeloupe			
Liane-bleue	Guadeloupe, Martinique, Réunion			
Amourette	Martinique, Réunion			
Liane-toupie				
Margose				
Rhynchosia minima	Guadeloupe			
Oseille-malbar	Réunion			
Petit-concombre				
Indigo				
Cardiospermum H.	Guadeloupe, Réunion			
Poil à gratter				
poc-poc				
Enredera cordifolia	Réunion			
Herbe ruban				

NB : En plus des bioagresseurs listés dans le tableau, d'autres bioagresseurs importants n'ont pas été présentés dans le tableau car les informations sur les caractéristiques (zone, dégâts et nuisibilités potentielles, facteurs de risques et méthodes de lutte) manquent. Ces bioagresseurs sont les champignons (*rouille orangée et charbon*) et les insectes (*borer rose et ponctué, noctuelle défoliatrice, cochenilles, rat, thrips et chenilles défoliatrices*).

Sources : (Martin *et al.*, 2012 ; Frédy *et al.*, 2013 ; Antoir *et al.*, 2016 ; Grossard et Grolleau, 2016), <https://guadeloupe.chambre-agriculture.fr/agroecologie/ecophyto-dom/bulletins-de-sante-du-vegetal-guadeloupe/>; <http://www.bsv-reunion.fr/?cat=25>

1-1-17. Banane

Bioagresseurs	Département concernés	Dégâts et nuisibilités potentielles	Facteurs de risque	Méthodes de lutte
Champignons				
Maladies de conservation (anthracnose de blessure, anthracnose de quiescence, pourritures de couronne)	-	Limitation forte de la commercialisation des bananes exportées.	-	Lutte chimique pas toujours satisfaisante
Cercosporiose (noire et jaune)	Guadeloupe, Martinique, Guyane	Pertes de rendement et également diminutions de la qualité des fruits qui mûrissent précocement	La pluie, l'humidité et le vent sont des facteurs favorisant le développement des cercosporioses.	Couper toutes les feuilles du pied-mère lors de la récolte, réduire l'humidité des parcelles, planter la bananeraie sur un terrain bien drainé avec une densité de plantation optimale, effectuer un effeuillage sanitaire et détruire les feuilles atteintes, se débarrasser de tous résidus de culture et parcelles en jachères
Fusariose	Danger important pour la production de bananes de la Martinique	Pertes directes de rendement, destruction des bananiers infestés, pertes supplémentaires liées à la mise en place du protocole de gestion du foyer infesté	Mouvement de matériel végétal provenant de plantations sensibles et infectées (rejets et souches).	Pas de traitement chimique ni de variétés résistantes. Les parcelles infectées doivent être détruites. Le champignon ne peut pas être éradiqué dans les sols contaminés. Les mesures doivent être préventives face à la maladie (limiter les déplacements de visiteurs, clôtures des parcelles, point de désinfection des chaussures, utilisation de matériel végétal certifié indemne de la maladie, mise en place d'un système de drainage des eaux de ruissellement des parcelles voisines, pas de partage de matériel agricole).
Nématodes				
Nématodes à galles (Meloidogyne spp.), spiralés (Helicotylenchus spp.), migrateurs (Pratylenchus spp. et Radopholus similis).	Antilles	Perturbation de l'alimentation en eau et en nutriments, retard de croissance et cause de verse des plants de bananiers parasités. Risques de chute de plants en périodes cycloniques et fort impact économique	Matériel végétal	L'assainissement des sols (mise en jachère améliorée, creusement de fossés d'isolation hydrique, utilisation de plantes non hôtes en rotation (canne à sucre, ananas, etc.)), l'utilisation de plants sains (plants de bananiers issus de culture in-vitro) lorsque l'on cultive une nouvelle parcelle, variétés tolérantes ou résistantes.
Insectes				
Charançon noir (cosmopolites sordidus)	Guadeloupe, Martinique, Guyane	Perturbation de l'alimentation hydrique et minérale des plants, allongement du cycle de production, baisse importante de rendements, affaiblissement de l'ancrage du bananier et mort en cas de fortes attaques.	Matériel végétal infesté	Recours au matériel de plantation sain (plants sains issus de culture in vitro pour éviter la dissémination de plants déjà contaminés par le charançon noir), utilisé sur un sol assaini (jachère), piégeage des charançons par l'utilisation de phéromones (sordidine), traitements chimiques classiques.

NB : En plus des bioagresseurs listés dans le tableau, d'autres bioagresseurs importants n'ont pas été présentés dans le tableau car les informations sur les caractéristiques (zone, dégâts et nuisibilités potentielles, facteurs de risques et méthodes de lutte) manquent. Ces bioagresseurs sont les insectes (*coléoptères*, *aleurodes* et *thrips*), *les rongeurs* et *les adventices*

Sources : (Risède *et al.*, 2010 ; Kancel *et al.*, 2018 ; Fouré et De Bellaire, 2020 ; Jean-Baptiste et Marie-Nely, 2020)

Annexe 1-2. Données de prix de vente, rendements, productions, surfaces agricoles, dommages et pertes économiques estimées pour certaines cultures en France

Les données de prix de vente, de rendements, de productions et de surfaces agricoles sont celles de la France entière pour les cultures analysées. Les estimations pour certaines cultures n'ont pas pu être faites en raison de données incomplètes. Les sources des données sont fournies en bas de chaque tableau. Les méthodes de calcul des valeurs économiques et des pertes économiques sont décrites dans le corps du chapitre.

Liste des Annexes :

1-2-1. Blé tendre.....	152
1-2-2. Orge d'hiver	153
1-2-3. Maïs grain.....	154
1-2-4. Pomme de terre	155
1-2-5. Betterave.....	156
1-2-6. Colza	156
1-2-7. Tournesol	157
1-2-8. Pois.....	157
1-2-9. Féverole	157
1-2-10. Vergers fruitiers	158

1-2-1. Blé tendre

		Formules	2015	2016	2017	2018	2019	Moyenne
Prix (€/t)	a		154	147	143	141	171	151
Rendement (t/ha)	b		7,93	5,37	7,37	6,98	7,91	7
Production (t)	c		40944642	27620637	36559141	34045412	39516462	35737259
Surface (ha)	d		5161387	5139245	4962079	4880208	4998750	5028334
Production en valeur								
Production réelle (millions €)	e	$e = a \times c$	6287	4059	5229	4813	6747	5427
Production réelle (€/ha)	f	$f = e \div d$	1218	790	1054	986	1350	1080
Pertes économiques potentielles								
Perte potentielle de rendement maladies fongiques (1,64 t/ha)	g		1,64	1,64	1,64	1,64	1,64	1,64
Perte économique potentielle (Millions €)	h	$h = a \times d \times g$	1300	1239	1164	1131	1400	1247
Perte économique potentielle (€/ha)	i	$i = a \times g$	252	241	235	232	280	248
Perte potentielle de rendement adventices (2,6 t/ha)	j		2,6	2,6	2,6	2,6	2,6	2,6
Perte économique potentielle (Millions €)	k	$k = a \times d \times j$	2060	1964	1845	1794	2219	1976
Perte économique potentielle (€/ha)	l	$l = a \times j$	399	382	372	368	444	393
Pertes économiques réelles								
Perte réelle de rendement maladies fongiques (0,5 t/ha)	m		0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	
Perte économique réelle (Millions €)	n	$n = a \times d \times m$	396	378	355	345	427	380
Perte économique réelle (€/ha)	o	$o = a \times m$	77	73	72	71	85	76
Perte réelle de rendement maladies fongiques (0,8 t/ha)	p		0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	
Perte économique réelle (Millions €)	q	$q = a \times d \times p$	634	604	568	552	683	608
Perte économique réelle (€/ha)	r	$r = a \times p$	123	118	114	113	137	121
Perte réelle de rendement septoriose (0,2 t/ha)	s		0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	
Perte économique réelle (Millions €)	t	$t = a \times d \times s$	158	151	142	138	171	152
Perte économique réelle (€/ha)	u	$u = a \times s$	31	29	29	28	34	30
Perte réelle de rendement septoriose (0,7 t/ha)	v		0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	
Perte économique réelle (Millions €)	w	$w = a \times d \times v$	555	529	497	483	597	532
Perte économique réelle (€/ha)	x	$x = a \times v$	107	103	100	99	120	106
Perte réelle de rendement flore adventice (0,25 t/ha)	y		0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	
Perte économique réelle (Millions €)	z	$z = a \times d \times y$	198	189	177	172	213	190
Perte économique réelle (€/ha)	α	$\alpha = a \times y$	38	37	36	35	43	38
Perte réelle de rendement flore adventice (0,30 t/ha)	β		0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	
Perte économique réelle (Millions €)	ϵ	$\epsilon = a \times d \times \beta$	238	227	213	207	256	228
Perte économique réelle (€/ha)	θ	$\theta = a \times \beta$	46	44	43	42	51	45
Gain de la protection fongique								
Investissement fongiques blé tendre (€/ha)	π		82	84	68	67	65	73
Investissement fongiques blé tendre total (millions d'€)	φ	$\varphi = d \times \pi$	423	432	337	327	325	369
Gain monétaire pour les agriculteurs (€/ha)	λ	$\lambda = i - r - \pi$	47	39	52	52	78	54
Gain monétaire pour les agriculteurs (millions d'€)	δ	$\delta = d \times \lambda$	242	203	259	253	392	270

Sources des données utilisées : Prix (franceagrimer.fr) ; Rendement, production, surface (Agreste.fr) ; Pertes de rendement (Arvalis, 2021a ; Cordeau *et al.*, 2016 ; Devaud et Barbu, 2019 ; Willocquet *et al.*, 2018 ; Savary *et al.*, 2019 ; Oerke, 2006) ; Investissement fongique (Arvalis, 2021a)

1-2-2. Orge d'hiver

		Formules	2015	2016	2017	2018	2019	Moyenne
Prix (€/t)	a		144	143	125	132	164	141
Rendement (t/ha)	b		7,32	5,57	6,50	6,34	7,09	7
Production (t)	c		10064143	8392799	9083763	8140441	9247366	8985702
Surface (ha)	d		1375420	1507730	1397894	1283591	1305222	1373971,4
Production en valeur								
Production réelle (millions €)	e	$e = a \times c$	1451	1197	1132	1073	1515	1273
Production réelle (€/ha)	f	$f = e \div d$	1055	794	810	836	1161	931
Pertes économiques potentielles								
Perte potentielle de rendement maladies fongiques (1,51 t/ha)	g		1,51	1,51	1,51	1,51	1,51	1,51
Perte économique potentielle (Millions €)	h	$h = a \times d \times g$	299	325	263	255	323	293
Perte économique potentielle (€/ha)	i	$i = a \times g$	218	215	188	199	247	214
Pertes économiques réelles								
Perte réelle de rendement maladies fongiques (5%)	j		0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Perte réelle de rendement maladies fongiques (t/ha)	k	$k = (b \div (1 - j)) - b$	0,39	0,29	0,34	0,33	0,37	0,35
Perte économique réelle (Millions €)	l	$l = a \times d \times k$	76	63	60	56	80	67
Perte économique réelle (€/ha)	m	$m = a \times k$	56	42	43	44	61	49
Gain de la protection fongique								
Investissement fongiques orge (€/ha)	n		69	68	63	63	60	65
Investissement fongiques orge (millions d'€)	o	$o = d \times n$	95	103	88	81	78	89
Gain monétaire pour les agriculteurs (€/ha)	p	$p = i - m - n$	93	106	83	92	126	100
Gain monétaire pour les agriculteurs (millions d'€)	q	$q = d \times p$	128	159	115	118	165	137

Sources des données utilisées : Prix (franceagrimer.fr) ; Rendement, production, surface (Agreste.fr) ; Pertes de rendement (Arvalis, 2021a ; Devaud et Barbu, 2019 ; Oerke et Dehne, 2004) ; Investissement fongique (Arvalis, 2021a)

1-2-3. Maïs grain

		Formules	2015	2016	2017	2018	2019	Moyenne
Surface (ha)	a		1564261	1376548	1375832	1364700	1436049	1423478
Prix (€/t)	b		116	130	135	131	149	132,2
Production (t)	c		13466821	11608150	14296600	12500466	12762146	12926836,8
Production en valeur								
Production (millions €)	d	$d = b \times c$	1562	1509	1930	1638	1902	1708
Production (€/ha)	e	$e = d \div a$	999	1096	1403	1200	1324	1204
Pertes économiques potentielles								
Perte potentielle de rendement helminthosporiose (0,6 t/ha)	f		0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	
Perte économique potentielle (Millions €)	g	$g = a \times b \times f$	109	107	111	107	128	113
Perte économique potentielle (€/ha)	h	$h = b \times f$	70	78	81	79	89	79
Perte potentielle de rendement helminthosporiose (0,8 t/ha)	i		0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	
Perte économique potentielle (Millions €)	j	$j = a \times b \times i$	145	143	149	143	171	150
Perte économique potentielle (€/ha)	k	$k = b \times i$	92,8	104	108	104,8	119,2	106
Perte potentielle de rendement fusariose des épis (1 t/ha)	l		1	1	1	1	1	
Perte économique potentielle (Millions €)	m	$m = a \times b \times l$	181	179	186	179	214	188
Perte économique potentielle (€/ha)	n	$n = b \times l$	116	130	135	131	149	132
Perte potentielle de rendement fusariose des épis (1,4 t/ha)	o		1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	
Perte économique potentielle (Millions €)	p	$p = a \times b \times o$	254	251	260	250	300	263
Perte économique potentielle (€/ha)	q	$q = b \times o$	162,4	182	189	183,4	208,6	185

Sources des données utilisées : Prix (franceagrimer.fr) ; Rendement, production, surface (Agreste.fr) ; Pertes de rendement (Verjux *et al.*, 2017)

1-2-4. Pomme de terre

		Formules	2015	2016	2017	2018	2019	Moyenne
Prix (€/t)	a		297,8	357,6	241,9	442,6	227,1	313
Rendement (t/ha)	b		42,5	38,8	44,0	39,4	41,3	41
Production (t)	c		7117749	6952895	8545266	7858921	8558326	7806631
Surface (ha)	d		167331	178955	193881	199384	206983	189307
Perte réelle de rendement (Dommage de 25%)	e		0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
Rendement atteignable (Ya) (en t/ha)	f	$e = b \div (1 - e)$	57	52	59	53	55	55
Production en valeur								
Production réelle (millions €)	g	$g = a \times c$	2120	2486	2067	3478	1944	2419
Production réelle (€/ha)	h	$h = a \times b$	12658	13884	10655	17433	9384	12803
Pertes économiques potentielles								
Perte potentielle de rendement bioagresseurs (50% du Ya)	i		0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Perte potentielle de rendement bioagresseurs (t/ha)	j	$j = f \times i$	28	26	29	26	28	27
Perte économique potentielle (millions €)	k	$k = a \times d \times j$	1412	1656	1377	2317	1295	1612
Perte économique potentielle (€/ha)	l	$l = a \times j$	8439	9256	7103	11622	6256	8535
Pertes économiques réelles								
Perte réelle de rendement bioagresseurs (10% du Ya)	m		0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Perte réelle de rendement bioagresseurs (t/ha)	n	$n = f \times m$	5,7	5,2	5,9	5,3	5,5	5
Perte économique réelle (millions €)	o	$o = a \times d \times n$	282	331	275	463	259	322
Perte économique réelle (€/ha)	p	$p = a \times n$	1688	1851	1421	2324	1251	1707
Perte réelle de rendement bioagresseurs (24% du Ya)	q		0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24
Perte réelle de rendement bioagresseurs (t/ha)	r	$r = f \times q$	14	12	14	13	13	13
Perte économique réelle (millions €)	s	$s = a \times d \times r$	678	795	661	1112	622	774
Perte économique réelle (€/ha)	t	$t = a \times r$	4051	4443	3410	5579	3003	4097
Perte réelle de rendement mildiou (3% du Ya)	u		0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Perte réelle de rendement mildiou (t/ha)	v	$v = f \times u$	1,7	1,6	1,8	1,6	1,7	1,65
Perte économique réelle (millions €)	w	$w = a \times d \times v$	85	99	83	139	78	97
Perte économique réelle (€/ha)	x	$x = a \times v$	506	555	426	697	375	512
Perte réelle de rendement mildiou (5% du Ya)	y		0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Perte réelle de rendement mildiou (t/ha)	z	$z = f \times y$	2,83	2,59	2,94	2,63	2,75	2,75
Perte économique réelle (millions €)	δ	$\delta = a \times d \times z$	141	166	138	232	129	161
Perte économique réelle (€/ha)	π	$\pi = a \times z$	844	926	710	1162	626	854

Sources des données utilisées : Prix et rendement (Faostat) ; Surface et production (Agreste.fr) ; Pertes de rendement (Verjux *et al.*, 2017 ; Savary *et al.*, 2019 ; Oerke, 2006 ; Rakotonindrina *et al.*, 2012)

1-2-5. Betterave

		Formules	2015	2016	2017	2018	2019	Moyenne
Production (t)	a		33602560	34573877	46300141	39914027	38024386	38482998
Rendement (t/ha)	b		87,3	85,4	95,3	82,2	85,1	87
Surface (ha)	c		385081	404985	486097	485854	446601	441724
Prix moyen (€/t) à 16°	d		26,8	29,7	25,6	23	21,9	25
Production en valeur								
Production réelle (millions €)	e	$e = a \times d$	901	1027	1185	918	833	973
Production réelle (€/ha)	f	$f = b \times d$	2339	2535	2438	1889	1865	2213

Sources des données utilisées : Prix (CGB, 2020) ; Rendement, surface et production ([Agreste.fr](#))

1-2-6. Colza

		Formules	2015	2016	2017	2018	2019	Moyenne
Surface (ha)	a		1505826	1550459	1401443	1616589	1107041	1436271,6
Prix (€/t)	b		322	351	366	339	345	344,6
Production (t)	c		5334404	4742935	5317377	4980537	3523299	4779710,298
Production en valeur								
Production (millions €)	d	$d = b \times c$	1718	1665	1946	1688	1216	1647
Production (€/ha)	e	$e = (b \times c) \div a$	1141	1074	1389	1044	1098	1149
Pertes économiques potentielles								
Perte potentielle de rendement adventices (0,35 t/ha)	f		0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35
Perte économique potentielle (millions d'€)	g	$g = a \times b \times f$	170	190	180	192	134	173
Perte économique potentielle (€/ha)	h	$h = b \times f$	113	123	128	119	121	121
Pertes économiques réelles								
Perte réelle de rendement maladies et insectes ravageurs (0,2 t/ha)	i		0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Perte économique réelle (millions d'€)	j	$j = a \times b \times i$	97	109	103	110	76	99
Perte économique réelle (€/ha)	k	$k = b \times i$	64	70	73	68	69	69

Sources des données utilisées : Prix ([franceagrimer.fr](#)) ; Rendement, production, surface ([Agreste.fr](#)) ; Pertes de rendement (Cordeau *et al.*, 2016 ; Devaud et Barbu, 2019)

1-2-7. Tournesol

		Formules	2015	2016	2017	2018	2019	Moyenne
Surface (ha)	a		618777	536962	586225	552073	603917	579591
Prix (€/t)	b		341	370	332	300	322	333
Production (t)	c		1186913	1172411	1598972	1239080	1298137	1299103
Production en valeur								
Production (millions €)	d	$d = b \times c$	405	434	531	372	418	432
Production (€/ha)	e	$e = d \div a$	654	808	906	673	692	747
Pertes économiques potentielles								
Perte potentielle de rendement adventices (0,41 t/ha)	f		0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41
Perte économique potentielle (millions d'€)	g	$g = a \times b \times f$	87	81	80	68	80	79
Perte économique potentielle (€/ha)	h	$h = b \times f$	140	152	136	123	132	137

Sources des données utilisées : Prix (franceagrimer.fr) ; Rendement, production, surface (Agreste.fr) ; Pertes de rendement (Cordeau *et al.*, 2016)

1-2-8. Pois

		Formules	2015	2016	2017	2018	2019	Moyenne
Surface (ha)	a		175786	214566	215781	167131	175572	189767
Prix (€/t)	b		210	212	217	180	189	202
Production (t)	c		662196	547849	768601	590221	709385	655650
Production en valeur								
Production (millions €)	d	$d = b \times c$	139	116	167	106	134	132
Production (€/ha)	e	$e = d \div a$	791	541	773	636	764	701

Sources des données utilisées : Prix (franceagrimer.fr) ; Rendement, production, surface (Agreste.fr)

1-2-9. Féverole

		Formules	2015	2016	2017	2018	2019	Moyenne
Surface (ha)	a		86805	77788	77429	57221	63105	72470
Prix (€/t)	b		233	178	168	166	204	190
Production (t)	c		253017	197820	199046	142528	177381	193958
Production en valeur								
Production (millions €)	d	$d = b \times c$	59	35	33	24	36	37
Production (€/ha)	e	$e = d \div a$	679	453	432	413	573	510

Sources des données utilisées : Prix (franceagrimer.fr) ; Rendement, production, surface (Agreste.fr)

1-2-10. Vergers fruitiers

Abricot									
			Formules	2015	2016	2017	2018	2019	Moyenne
	Surface (ha)	a		12014	12177	12197	12270	12280	12188
	Prix (€/t)	b		1224,7	1571,1	1351,4	1459,1	1293,7	1380
	Production (t)	c		159375	603268	654938	112890	134800	333054
	Production en valeur (millions d'€)	d	$d = b \times c$	195	948	885	165	174	473
Cerise				2015	2016	2017	2018	2019	Moyenne
	Surface (ha)	e		8153	8140	8009	7350	7260	7782
	Prix (€/t)	f		2613,8	3095,9	2903,6	3438,5	4064,5	3223
	Production (t)	g		41726	34685	40464	29370	32120	35673
	Production en valeur (millions d'€)	h	$h = f \times g$	109	107	117	101	131	113
Pêche				2015	2016	2017	2018	2019	Moyenne
	Surface (ha)	i		9841	9407	9323	9100	9040	9342
	Prix (€/t)	j		1023,1	2137,6	1004,5	1382,8	1312,6	1372
	Production (t)	k		217146	207004	221853	184070	202820	206579
	Production en valeur (millions d'€)	l	$l = j \times k$	222	442	223	255	266	282
Pomme				2015	2016	2017	2018	2019	Moyenne
	Surface (ha)	m		49663	50150	50309	50540	50370	50206
	Prix (€/t)	n		567	600,4	587,1	646,6	595,7	599
	Production (t)	o		1968628	1823123	1695949	1740350	1753500	1796310
	Production en valeur (millions d'€)	p	$p = n \times o$	1116	1095	996	1125	1045	1075
Prune				2015	2016	2017	2018	2019	Moyenne
	Surface (ha)	q		15213	14752	15063	14970	14830	14966
	Prix (€/t)	r		nc	nc	nc	nc	nc	nc
	Production (t)	s		165123	229990	211142	175440	205110	197361

Sources des données utilisées : Production, surface, rendement et prix de vente (<http://www.fao.org/faostat/fr/#data>)

Chapitre 2.

Déterminants socio-économiques et historiques de la spécialisation et de la diversification des systèmes de culture

Coordination : Vincent Martinet

Sommaire

Introduction	163
2.1. Les déterminants de la diversification et de la protection des cultures au niveau de l'exploitation.....	166
2.1.1. Allouer des terres à des cultures (différentes) et les protéger contre les bioagresseurs : deux décisions stratégiquement liées.....	166
2.1.2. Les déterminants des décisions privées de l'agriculteur	167
2.1.2.1. Les motivations économiques de l'agriculteur	168
2.1.2.2. Les motivations non-économiques de l'agriculteur	168
2.1.2.3. Intégration des contraintes agronomiques et économiques contingentes à l'exploitation.....	171
2.1.2.4. Le rôle du risque dans les choix agricoles	172
2.1.3. Facteurs influençant la diversité spatiale des cultures.....	175
2.1.3.1. Analyse économique des choix.....	176
2.1.3.2. Effets de l'interaction avec les autres cultures/ateliers de l'exploitation	179
2.1.4. Facteurs influençant la diversité temporelle des cultures	180
2.1.5. Analyse des déterminants de l'utilisation des pesticides	182
2.1.5.1. Les pesticides : des intrants réducteurs de risque de production ?	182
2.1.5.2. Productivité des pesticides	183
2.1.5.3. Elasticité prix des pesticides, et dépendance des pratiques de production vis-à-vis de la protection chimique	184
2.1.5.4. Limites des analyses économiques de l'utilisation des pesticides et tendances récentes	185
2.1.6. Conclusion de section	186
2.2. Influence des filières sur les décisions de l'exploitation.....	187
2.2.1. Le développement et la fourniture d'intrants et d'équipements en amont de la filière	188
2.2.1.1. Les caractéristiques des semences et pesticides prises en compte par les agriculteurs.....	188
2.2.1.2. Les activités de Recherche et Développement (R&D)	190
2.2.1.3. Production, distribution et disponibilité des semences et pesticides	191
2.2.1.4. L'intégration et la concentration des activités en amont des filières agricoles.....	193
2.2.1.5. Le développement et la fourniture d'équipements agricoles.....	195
2.2.2. Le conseil agricole et l'information sur les intrants agricoles	196
2.2.3. Organisation en aval de la filière	198
2.2.3.1. Les filières fruits et légumes avec une majorité de vente en frais.....	198
2.2.3.2. Structuration générale des activités aval de transformation dans les filières grandes cultures	199
2.2.3.3. Le rôle des coopératives agricole de collecte	199
2.2.3.4. Les filières spécifiques basées sur des labels et cahiers des charges	200
2.2.4. Les enjeux réglementaires liés aux filières	201
2.2.5. Conclusion de section	202

2.3. Décisions individuelles et enjeux collectifs relatifs à la protection des cultures	204
2.3.1. Perspectives privées versus perspectives collectives : les raisons de l'inefficacité.....	205
2.3.1.1. Inefficacité sociale de la gestion privée et externalités	206
2.3.1.2. Les interactions stratégiques et leurs natures	207
2.3.2. Les logiques sous-jacentes aux politiques publiques	209
2.3.2.1. Quand et comment réguler les décisions individuelles ?	209
2.3.2.2. Comment réguler les décisions individuelles ?	211
2.3.3. L'économie politique des politiques publiques	215
2.3.4. Conclusion de section	215
2.4. Historique de la spécialisation agricole : politiques publiques et facteurs sociotechniques	217
2.4.1. Le rôle des politiques publiques dans l'intensification de l'activité agricole et la perte de diversité végétale	217
2.4.1.1. Le rôle de la PAC	218
2.4.1.2. L'influence de la réglementation française.....	223
2.4.2. Evolution de l'organisation sociotechnique de l'agriculture en France	226
2.4.2.1. Trajectoire sociotechnique des institutions façonnant la biodiversité cultivée en France : un clairage par l'analyse historique de l'innovation génétique en France	226
2.4.2.2. Trajectoire et évolutions du conseil agricole en France	230
2.4.3. Conclusion de section	233
2.5. Perspectives : vers une augmentation de la diversification végétale ?	235
2.5.1. La diversification végétale des milieux agricoles : une dynamique d'innovation verrouillée dans le régime dominant	235
2.5.1.1. Mécanisme du verrouillage technologique et de l'auto-renforcement du modèle dominant de spécialisation agricole	235
2.5.1.2. Une lecture décomposée des freins majeurs opérant dans le système sociotechnique dominant	238
2.5.1.3. La diversification végétale pour protéger les cultures : un processus d'innovation.....	241
2.5.1.4. Des exemples de niches d'innovation en agriculture	243
2.5.2. Le tournant « récent » des politiques publiques : une tendance à la diversification	244
2.5.2.1. L'évolution de la PAC sur les enjeux environnementaux.....	245
2.5.2.2. L'évolution du contexte réglementaire français	252
2.5.3. Une demande de plus en plus soucieuse de l'environnement, de la santé et de la justice sociale ...	255
2.5.3.1. Des pratiques de diversification végétale pour protéger les cultures aux motivations des consommateurs.....	255
2.5.3.2. La diversité des déterminants des choix des consommateurs et le rôle de l'information	256
2.5.3.3. La traduction des mobilisations des consommateurs dans leurs modalités de consommation : le boycott et le buycott.....	259
2.5.3.4. La création d'écolabels pour répondre à la demande d'information de la part des consommateurs.....	260
2.5.3.5. La réémergence des mobilisations collectives à l'initiative des mouvements de protection de l'environnement et de défense de la justice sociale.....	262
2.5.4. Conclusion de section	263

2.6. Conclusion du chapitre	265
2.6.1. Une trajectoire historique de spécialisation à toutes les échelles qui s'infléchit vers une diversification	265
2.6.2. Un système conventionnel dominant et verrouillé à tous les niveaux des filières	267
2.6.3. Le rôle clé des politiques publiques	268
2.6.4. Des enseignements génériques à recontextualiser	268
Bibliographie	269
Section 2.1	269
Section 2.2	281
Section 2.3	286
Section 2.4	290
Section 2.5	297

Introduction

Ce chapitre analyse de façon générique¹ les déterminants des décisions des agriculteurs relatives d'une part au choix des espèces qu'ils implantent dans les parcelles (espace correspondant à leur champ d'action), et d'autre part à leurs choix en matière de stratégies de protection des cultures. Il examine dans quelle mesure ces choix sont liés, et la manière dont ils s'inscrivent dans un système composé de différents niveaux d'organisation socio-économique en interaction, et au sein duquel les différents acteurs ont des objectifs et des logiques propres². Cette compréhension est en effet nécessaire à la description ultérieure (Chapitre 6) des conditions d'adoption de stratégies de protection des cultures basées sur la gestion de la diversité végétale qui, compte tenu du périmètre de la saisine (voir Introduction générale), nécessite d'aborder les choix de culture tant sous l'angle du choix des génotypes implantés (espèces et variétés) que sous celui de leur agencement spatial et temporel (assolements et rotations), et ce à des échelles fines (parcelle et exploitation) et larges (paysage, région agricole).

A l'échelle de l'exploitation agricole, les choix des espèces et des variétés cultivées opérés par l'agriculteur reposent sur des déterminants agronomiques, mais aussi technico-économiques, qui dépendent des caractéristiques des filières. Ces dernières conditionnent fortement la disponibilité des semences et du matériel/ équipement, le conseil sur les variétés et les pratiques, les débouchés, et ce à l'échelle de grands bassins de production. La diversité des éléments semi-naturels au sein ou au bord des parcelles dépend également des contraintes technico-économiques des exploitations, mais aussi de politiques publiques agricoles et environnementales ayant affecté ces éléments de manière changeante dans le temps. En effet, le remembrement mené après la seconde guerre mondiale a été accompagné de politiques d'arrachage des haies, et plus largement de tout obstacle à la mécanisation, au détriment des éléments semi-naturels, alors que les politiques (agro)environnementales plus récentes incitent à leur rétablissement partiel et à favoriser leur entretien. Enfin, la diversité végétale à l'échelle des paysages nécessite de considérer l'agriculteur au sein d'un territoire, en interaction avec d'autres agents gestionnaires de l'écosystème agricole, en particulier d'autres agriculteurs.

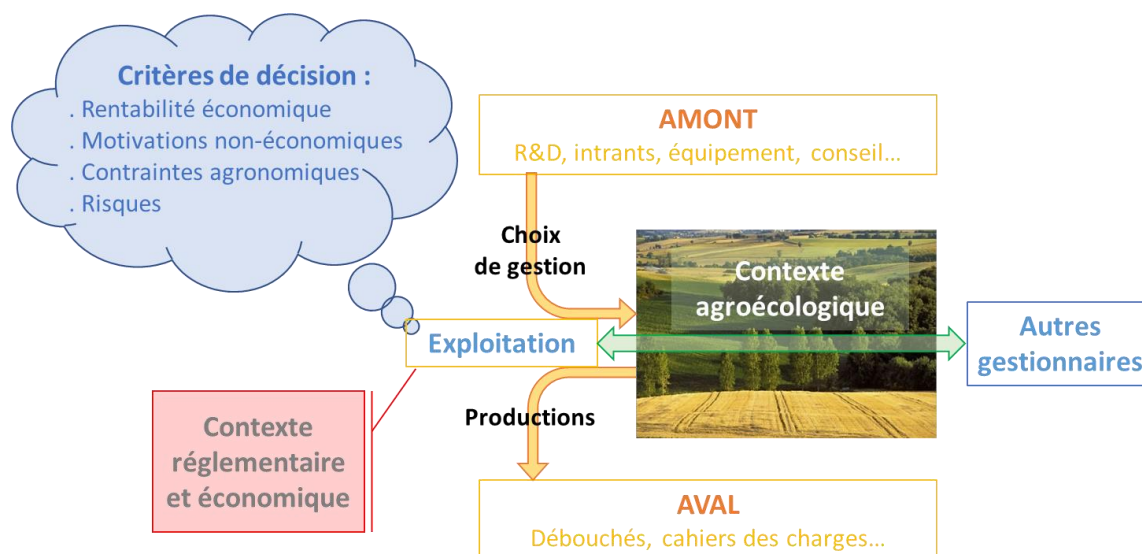
Pour appréhender tous ces modes de diversification et comprendre les modalités de leur déploiement, il est nécessaire de décrire comment les choix afférents s'inscrivent dans une organisation socio-économique à différents niveaux. Pour cela, ce chapitre s'appuie sur le cadre conceptuel schématisé en Figure 2-1.

Ce cadre considère l'exploitation agricole comme niveau d'organisation central auquel sont gérées la diversification végétale et la mise en œuvre des stratégies de protection des cultures. Ce niveau d'organisation fait partie d'un réseau d'acteurs dans un contexte socio-économique donné. Ce réseau peut être décrit schématiquement selon un axe vertical qui positionne les acteurs des filières et leurs interactions, et selon un axe horizontal qui positionne les acteurs gérant des entités spatiales qui façonnent le paysage agricole et influencent donc le contexte agroécologique. Ces acteurs interagissent dans un contexte régi par des normes explicites ou implicites. C'est l'ensemble de ces interactions qui influence les décisions de l'agriculteur pour la gestion des couverts végétaux et de protection des cultures.

¹ Compte tenu du statut de cadrage du présent chapitre, l'analyse présentée ci après repose sur la littérature scientifique générique issue des disciplines des sciences humaines et sociales et de l'agronomie-système, identifiée par l'expertise du comité d'experts sans interrogation systématique des bases de données bibliographiques (contrairement au chapitre 6, plus ciblé sur l'enjeu de protection des cultures par la diversité végétale dans les systèmes de culture européens ou équivalents).

² Dans ce chapitre, le terme socioéconomique renvoie aux interactions entre les dimensions sociales, économiques et techniques des systèmes agricoles et agroalimentaires. Pour faciliter la lecture, c'est le terme socioéconomique qui a été privilégié.

Figure 2-1. Illustration schématique des différents niveaux d'organisation socio-économiques considérés dans l'ESCo



Organisation du chapitre

La première partie du chapitre (sections 2.1 à 2.3) présente les niveaux d'organisation socio-économiques impliqués dans la protection des cultures et la diversification végétale. Elle souligne que les **décisions individuelles des agriculteurs** s'inscrivent dans un contexte lié aux connaissances et techniques disponibles et à leur transmission (conseil agricole, formations), à l'**organisation des filières** et des marchés, ainsi qu'aux **réglementations et politiques publiques** affectant les activités agricoles et le monde rural en général. Ce contexte ayant évolué dans le temps, comprendre l'interaction entre gestion de la composante végétale et choix de protection des cultures demande d'adopter une perspective historique, ce qui fera l'objet de la seconde partie du chapitre (sections 2.4 et 2.5). Cette perspective historique nous permettra également de souligner la genèse de la situation actuelle, et quels peuvent être les freins et leviers pour des évolutions futures.

Nous présentons tout d'abord, dans la section 2.1, les déterminants des choix de cultures et des stratégies de leur protection au niveau de l'exploitation, en nous appuyant sur les résultats de la littérature en agronomie-système, économie et sciences du comportement. Nous soulignons tout d'abord le lien stratégique entre décisions d'allocation des terres et protection des cultures. Sont ensuite décrits successivement les déterminants économiques, non-économiques, agronomiques, ainsi que le rôle du risque dans les décisions individuelles de l'agriculteur. Nous détaillons enfin la manière dont ces déterminants affectent la diversité des cultures dans l'espace (assolement) et dans le temps (rotation), ainsi que la manière dont ils affectent l'utilisation des pesticides pour protéger les cultures.

L'ensemble de ces décisions de production s'inscrit dans un contexte d'interactions technico-économiques au sein des filières. La manière dont la structuration des filières et les interactions induites avec les agriculteurs influencent les choix d'usage des sols et de protection des cultures est étudiée à la fois par l'économie, les sciences de gestion et la sociologie. Les apports de ces littératures sont présentés dans la section 2.2.

Enfin, la question des conséquences collectives des choix de diversification et de protection des cultures sont discutées dans la section 2.3. En faisant référence à la littérature de l'économie publique et de la sociologie, nous soulignons que la nature même des problèmes de régulation des bioagresseurs induit des inefficacités dans les décisions individuelles et un besoin de régulation. Nous présentons alors les logiques sous-jacentes aux politiques publiques, ainsi que les dimensions d'économie politique pouvant influencer les politiques publiques.

La seconde partie du chapitre (section 2.4 et 2.5) présente l'évolution des **interactions entre ces niveaux d'organisation socioéconomiques**.

La section 2.4 présente la manière dont i) le contexte en termes de politiques publiques, et notamment la PAC, et réglementaire, technologique et socio-économique et ii) les interactions entre acteurs ont évolué depuis

l'après-guerre, et la manière dont cela a conduit à la spécialisation des productions agricoles à toutes les échelles. La spécialisation agricole est caractérisée par une simplification de la végétation tant planifiée qu'associée, et par une protection des cultures basée majoritairement sur le recours aux produits phytopharmaceutiques. Cette analyse s'appuie, d'une part, sur les littératures économiques et juridiques pour décrire la manière dont les politiques publiques ont influencé ces évolutions et, d'autre part, sur la littérature en sociologie des techniques, sociologie des sciences, et sciences de gestion qui conceptualisent ces évolutions.

La section 2.5 documente les évolutions du système agricole et du contexte social, politique et réglementaire au cours des dernières décennies, et la manière dont ces évolutions sont susceptibles de favoriser le déploiement de stratégies alternatives de protection des cultures :

- le développement de pratiques agricoles alternatives aux pratiques conventionnelles, et qui s'appuient sur la diversité végétale pour protéger les cultures ;
- la demande croissante de la société pour des produits agricoles issus de pratiques plus respectueuses de l'environnement et de la santé ;
- les évolutions des politiques publiques agricoles, qui prennent de plus en plus en compte les enjeux environnementaux.

Les éléments développés dans ce chapitre nous permettront, dans les chapitres suivants (et notamment dans le Chapitre 6), d'analyser quelles sont les conditions d'accompagnement technique, économique et réglementaire pour que des stratégies de protection des cultures basées sur la gestion de la diversité végétale à différentes échelles spatiales et temporelles soient adoptées.

2.1. Les déterminants de la diversification et de la protection des cultures au niveau de l'exploitation

Auteurs principaux : Douadia Bougherara, Pierre Courtois, Gilles Martel, Mireille Navarrete, Vincent Martinet

Co-auteurs : Alain Carpentier, Fabienne Femenia

L'exploitation agricole est le niveau d'organisation socio-économique auquel s'opèrent les choix d'usage des sols influençant la composante végétale (cultivée et non cultivée) des agroécosystèmes. Dans la littérature, l'étude des déterminants des pratiques des agriculteurs concernant la diversification végétale se centre sur les décisions d'implantation des couverts cultivés, qui ont fait l'objet de la majorité des études, même si des études plus limitées existent sur l'implantation de structures non productives telles que les haies et les bandes enherbées (Byerly *et al.*, 2021).

Dans cette section, nous soulignons tout d'abord comment les décisions stratégiques des agriculteurs en matière d'organisation spatiale et temporelle des cultures interagissent avec celles relatives à la lutte contre les bioagresseurs (sous-section 2.1.1).

Nous présentons ensuite les déterminants des décisions de l'agriculteur (sous-section 2.1.2). Nous présentons tout d'abord les motivations économiques inhérentes à l'activité productrice et détaillons ensuite les motivations non-économiques des agriculteurs. Ces dernières sont notamment associées à leurs dispositions (e.g., préférences pro-environnementale ou pour l'innovation) mais aussi à des facteurs cognitifs (i.e., les décisions sont prises en fonction des informations disponibles qui peuvent être limitantes), et à des facteurs sociaux (e.g., normes sociales, effets de pairs). Nous présentons enfin le rôle des contraintes spécifiques, liées aux caractéristiques pédoclimatiques ou technico-économiques des exploitations auxquelles sont soumis les agriculteurs lors de leurs prises de décisions, puis nous soulignons le rôle du risque dans les décisions agricoles.

Tous ces déterminants affectent la prise de décision de l'agriculteur. La manière dont ils jouent sur la diversité spatiale des espèces cultivées à l'échelle de l'exploitation est examinée en sous-section 2.1.3, et la manière dont ils peuvent affecter la diversité temporelle des cultures est exposée en sous-section 2.1.4. Nous terminons la section en exposant la littérature qui analyse les déterminants de l'utilisation des pesticides pour protéger les cultures (sous-section 2.1.5).

2.1.1. Allouer des terres à des cultures (différentes) et les protéger contre les bioagresseurs : deux décisions stratégiquement liées

Les pratiques des agriculteurs qui influencent la diversité des cultures peuvent être analysées grâce à plusieurs concepts phares de l'agronomie-système, qui permettent de comprendre l'allocation des cultures dans l'espace et dans le temps :

- **L'itinéraire technique** est une combinaison logique et ordonnée de techniques sur une entité spatiale considérée comme homogène, qui permettent de contrôler le milieu et d'en tirer une production donnée (Sebillotte, 1978).
- **Le système de culture** est l'ensemble des modalités techniques mises en œuvre sur des parcelles conduites de manière identique. Un système de culture se définit par la nature des cultures et leur ordre de succession, et par les itinéraires techniques appliqués à chacune de ces cultures (Sebillotte, 1990).
- **L'assolement** renvoie à l'organisation spatiale des cultures sur le parcellaire de l'exploitation, une année donnée ; il est caractérisé par la liste des espèces cultivées sur l'exploitation, la surface et la répartition spatiale de chaque espèce au sein du parcellaire. La sole est l'ensemble des parcelles avec la même culture une année donnée (Nevo *et al.*, 1994 ; Sebillotte, 1990).

- **La rotation et la succession des cultures** sont deux termes qui renvoient à l'organisation temporelle des cultures sur une parcelle (Dogliotti *et al.*, 2005). Le premier terme est utilisé lorsqu'un modèle régulier existe (exemple, rotation triennale) et le second pour représenter l'enchaînement réel des cultures sur une parcelle même en l'absence de régularité.

Plus qu'en décrivant les systèmes de culture, assolements, rotations et successions de cultures sur un temps et un espace donnés, qui sont propres à chaque agriculteur, c'est en accédant aux décisions sous-jacentes aux pratiques que l'on peut comprendre la capacité des agriculteurs à introduire de la diversité végétale. Dans l'analyse et la modélisation des décisions des agriculteurs, on distingue les décisions stratégiques (ou de planification) et les décisions tactiques (ou de pilotage) (McCown, 2002). Les premières portent sur des engagements de long-terme ou à minima annuels (orientations technicoéconomiques des exploitations, niveau et allocation des ressources, décisions d'investissement, choix des cultures à planter, choix d'assolement et de rotations) tandis que les secondes portent sur des pas de temps plus courts (semaine, jour) afin d'adapter le plan préalablement établi en fonction des évolutions du contexte économique (e.g. cours des produits agricoles), de la disponibilité des ressources (e.g. charge en travail, sécheresse limitant l'accès à l'irrigation) et de l'état des cultures (e.g. maladies). C'est également sur ces pas de temps courts que se déterminent les modalités de conduite des cultures.

Compte tenu de la thématique de l'ESCo, nous nous focalisons ici sur **les décisions stratégiques d'allocation des cultures**. En effet, pour être en mesure de diversifier les cultures dans une perspective de régulation des bioagresseurs, il est nécessaire de comprendre les raisons expliquant les choix des cultures actuelles et leurs perspectives d'évolution³. Cette analyse porte principalement sur deux composantes : **l'organisation spatiale et temporelle des cultures**, donc l'assolement et la succession des cultures du point de vue de l'exploitation agricole.

Historiquement, d'un point de vue agronomique, la mise en place de successions ou de rotations de cultures a été fortement liée aux enjeux de gestion des bioagresseurs (en particulier les adventices). En effet, la présence d'une culture dans une parcelle s'accompagne souvent du développement dans le sol d'organismes associés à l'espèce cultivée (ex: graines d'adventices, sclérotés de champignons) qui peuvent entraîner une diminution des rendements lors de la seconde année de culture de la même espèce. On appelle "délai de retour d'une culture" l'intervalle de temps séparant le retour de la culture de la même espèce sur la même parcelle. Le délai de retour optimal vise à éviter le développement de bioagresseurs dans le sol, qui s'installeraient de façon pérenne. Il s'agit de créer des conditions défavorables au développement du bioagresseur en perturbant son cycle de développement (Ratnadass *et al.*, 2012). Le délai de retour est donc variable selon les espèces cultivées (et leur sensibilité aux bioagresseurs) mais aussi selon l'aversion au risque de l'agriculteur. Les agriculteurs raisonnent aussi les successions de cultures en fonction des interactions possibles entre deux cultures qui se suivent. Ainsi certains « couples » culture précédente/culture suivante sont évités (voire interdits), là où d'autres sont privilégiés (Sebillotte, 1990). Mais au lendemain de la seconde guerre mondiale, avec le développement d'une agriculture intensive basée sur des intrants chimiques, l'enjeu de gestion des bioagresseurs par le raisonnement des rotations a eu un poids de moins en moins important puisque compensé par le labour, l'utilisation de pesticides et d'engrais minéraux⁴.

2.1.2. Les déterminants des décisions privées de l'agriculteur

Pour comprendre la manière dont sont prises ces décisions stratégiques sur la diversité des cultures à l'échelle de l'exploitation (dans l'espace et le temps) et leur protection, cette sous-section décrit les déterminants économiques, non-économiques et agronomiques des décisions des agriculteurs. Nous introduisons également le rôle du risque. La manière dont ces déterminants influencent la diversité spatiale et temporelle des cultures et leur protection sera décrite dans les sous-sections suivantes.

³ Pour autant, même si cette section se centre sur les décisions stratégiques d'allocation des cultures par les agriculteurs, il existe des ajustements en cours d'année pour permettre l'adaptation du plan aux conditions réelles.

⁴ Ce point sera développé dans la section 2.4.2.2 qui aborde la problématique du verrouillage sociotechnique.

2.1.2.1. Les motivations économiques de l'agriculteur

L'hypothèse de base qui sous-tend l'analyse micro-économique des choix des producteurs – agricoles ou non – est que les gestionnaires des firmes – ou des fermes – cherchent à maximiser leur profit, généralement en limitant les aléas affectant ce profit, en employant des technologies qu'ils maîtrisent et qu'ils sont capables de mettre en œuvre (ce qui nécessite notamment de prendre en compte des contraintes agronomiques et économiques contingentes à l'exploitation, qui seront discutées section 2.1.2.3). Cette hypothèse est évidemment restrictive et doit être nuancée. Le fait que les analyses économiques ignorent largement les motivations non-économiques des producteurs ne signifie pas que ces aspects ne sont pas importants. Les travaux économiques mettent surtout en lumière l'importance des enjeux économiques liés aux décisions des producteurs, dans une certaine mesure, le caractère « inéluctable » de la pression exercée par les déterminants économiques de ces décisions dans une économie de marché. Ils sont complémentaires des analyses sociologiques des décisions et des trajectoires des agriculteurs (voir section 2.1.2.2). Ainsi, les firmes, qu'elles soient agricoles ou non, sont créées pour générer des profits pour leur(s) propriétaire(s), et une firme qui n'est pas rentable disparaîtra dans une économie de marché. De nombreux faits observés sur les marchés, qu'ils soient agricoles ou non, sont cohérents avec les mécanismes de décision des producteurs induits par la maximisation du profit.

Selon cette logique, les économistes de la production agricole considèrent que les agriculteurs choisissent les cultures qu'ils produisent, leurs assolements et leurs utilisations d'intrants variables (*e.g.*, pesticides, engrais, semences) et fixes (*e.g.*, machines, bâtiments, terre) de sorte à maximiser leurs profits. Cette hypothèse, dite de rationalité économique, sous-tend les analyses conduites dans la littérature économique.

Les économistes ont développé de nombreux travaux théoriques et différents cadres d'analyse des choix d'assolement des agriculteurs (*e.g.*, Carpentier et Letort, 2012, 2014 ; Fezzi *et al.*, 2014), voire de leurs choix de rotation ou de séquence de cultures (*e.g.*, Carpentier *et al.*, 2021a, 2021b). Pour une revue des modèles économiques de choix d'assolement (modèles économétriques ou de programmation mathématique), voir Gohin *et al.* (2015) ainsi que, avec une lecture plus axée sur les intérêts de la diversification des cultures, Carpentier et Sodjahin (2019). Mais les résultats empiriques issus de l'application de ces cadres d'analyse sont relativement peu nombreux et disparates. Les bases de données nécessaires à ces travaux sont peu nombreuses et souvent lacunaires, sans compter que certaines pratiques de diversification des cultures, les plus innovantes, sont très peu employées par les agriculteurs. Aussi, il est difficile de trouver des effets mis en évidence dans des modèles théoriques qui soient « prouvés » empiriquement, sauf à généraliser, souvent abusivement, des résultats obtenus pour une région, une époque et un système de culture donné (*e.g.*, Just et Pope, 2001 ; Gohin *et al.*, 2015).

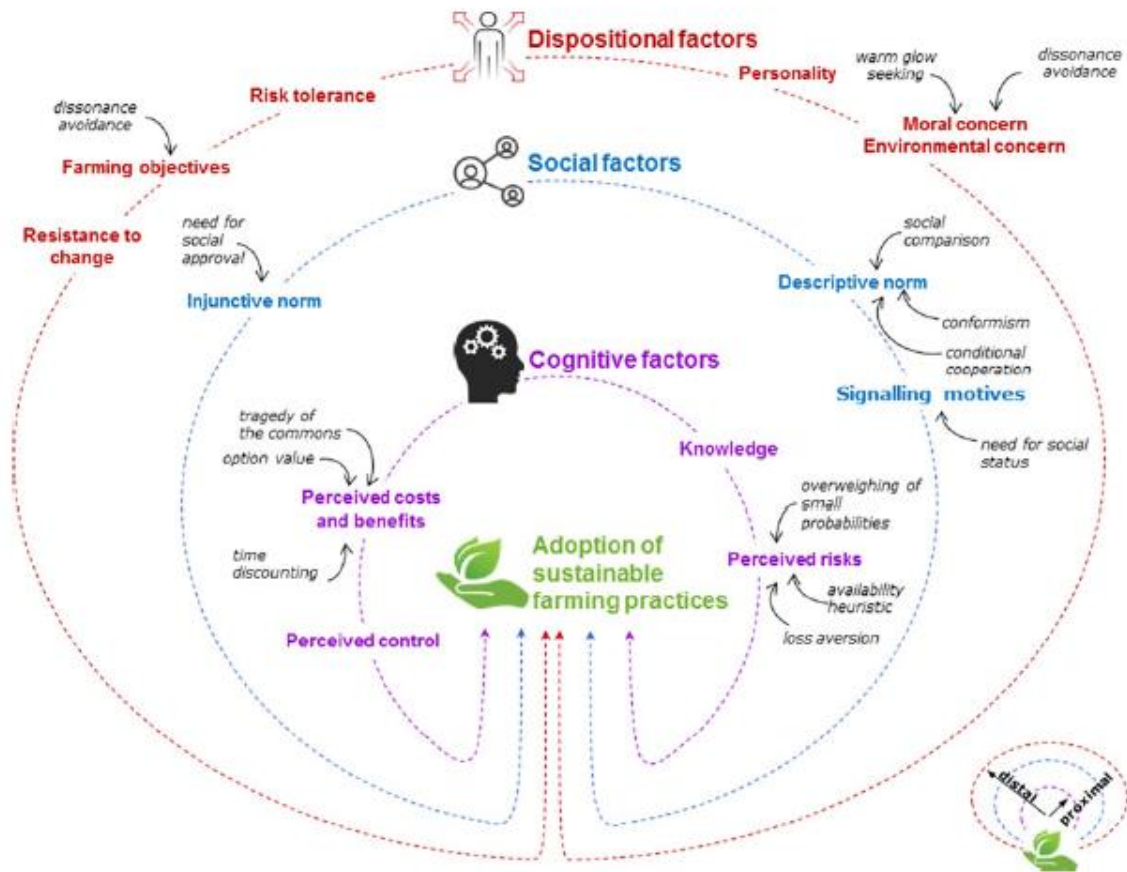
Pour autant, deux points sont importants à mentionner, car ils sont parfois à l'origine de certaines confusions et incompréhensions des approches développées en économie. Le premier est que l'analyse économique des décisions de production ne se limite pas à la question de la maximisation d'un profit privé, mais peut prendre en compte les bénéfices publics des pratiques considérées. Ce point sera discuté dans la section 2.3. Le second est que, dans certains travaux, la notion de « profit » peut être considérée de manière très large, comme une utilité individuelle, et permet d'inclure d'autres déterminants des choix du producteur, notamment des motivations non-économiques.

2.1.2.2. Les motivations non-économiques de l'agriculteur

Les agriculteurs ne prennent pas leurs décisions uniquement suivant des considérations économiques. L'hypothèse de maximisation du profit doit être replacée dans un contexte plus large, dépassant les seules motivations économiques. Dans ce cadre, la maximisation du profit est un des objectifs des producteurs parmi un ensemble d'autres objectifs possibles, qui sont considérés afin de mieux expliquer la palette observée de stratégies individuelles, et notamment l'adoption de pratiques innovantes ou soutenables par certains agriculteurs (Kabii et Horwitz, 2006 ; Prokopy *et al.*, 2008 ; Baumgart-Getz *et al.*, 2012 ; Dessart *et al.*, 2019). La prise en compte de ces multiples objectifs économiques et non-économiques ne remet pas forcément en cause le comportement maximisateur que les économistes confèrent aux producteurs, mais l'enrichit, en supposant que la maximisation porte non plus sur le seul profit mais sur le bien-être individuel qui recouvre de multiples dimensions, à l'intersection d'enjeux économiques et non économiques. Par ailleurs, parmi ces dimensions non-économiques, il est possible de prendre en compte l'importance des normes sociales et des effets de pairs en matière d'adoption de pratiques agricoles (Lapinski et Rimal, 2005).

Dessart *et al.* (2019) en proposent une revue et distinguent trois catégories de facteurs affectant les choix d'adoption de nouvelles pratiques. Dans une perspective pluridisciplinaire (qui articule des apports en économie, psychologie et sociologie), ces auteurs identifient trois types de facteurs influençant la décision des agriculteurs : i) les facteurs dispositionnels, ii) les facteurs cognitifs et iii) les facteurs sociaux (voir Figure 2-2). Ils proposent une typologie des facteurs comportementaux en fonction de leur « proximité » par rapport à la prise de décision. Les facteurs comportementaux sont considérés comme distants lorsqu'il s'agit de principes généraux d'ordre supérieur, relativement éloignés des situations de décision spécifiques. Il s'agit par exemple des facteurs dispositionnels (par exemple, la personnalité de l'agriculteur et son aversion au risque). A l'inverse, les facteurs cognitifs (par exemple, connaissances, risques perçus) apparaissent comme des facteurs proximaux. Ils caractérisent des variables d'ordre inférieur, "micro", directement ou presque directement liées à l'objet de la décision. Les facteurs sociaux (par exemple, interactions interindividuelles, représentations collectives, conformisme etc.) occupent une position intermédiaire. Sans pour autant remettre en question l'hypothèse de maximisation de l'utilité, les facteurs dispositionnels et cognitifs impactent les préférences des agriculteurs de manière plus ou moins significative selon le contexte sociétal (facteurs socioculturels) (Knowler et Bradshaw; Prokopy *et al.*, 2008).

Figure 2-2. Facteurs comportementaux influant sur l'adoption d'innovations.
Source : Dessart *et al.* (2019).



Les facteurs dispositionnels expliquent la propension d'un individu à se comporter selon certaines *dispositions* (Gauthier, 1987 ; Brennan et Hamlin, 2000, 2008 ; Malle, 2011). Parmi ces facteurs on compte notamment la préférence pour l'adoption de nouvelles pratiques (Crase et Maybery, 2004 ; Austin *et al.*, 2001) ou au contraire les résistances au changement (Hermann *et al.*, 2016 ; Sheeder et Lynne, 2011), les préférences éthiques pour autrui (Singer, 1997 ; Sheeder et Lynne, 2011 ; Mzoughi, 2011, Johansson *et al.*, 2013) ou pour l'environnement (Best, 2010 ; Yeboah *et al.*, 2015 ; Läßle et Kelley, 2015 ; Floress *et al.*, 2017, Gosling et Williams, 2010 ; Greiner, 2015). La littérature s'est en particulier concentrée sur les attitudes pro-environnementales (*e.g.*, Pedersen *et al.*, 2015 ; Howley *et al.*, 2015 ; Howley, 2015 ; Marr et Howley, 2019). Dans ce cadre d'analyse, les agriculteurs arbitrent entre

leur profit et leurs valeurs pro-environnementales. Selon leurs préférences, ils peuvent être amenés à consentir un niveau de profit moins élevé pour des choix de production plus cohérents avec leurs valeurs pro-environnementales, par exemple en employant des pratiques économes en intrants chimiques plutôt que des pratiques conventionnelles plus rentables. L'intensité des préférences pro-environnementales des agriculteurs peut alors être mesurée par la perte de revenu⁵ qu'ils sont prêts à consentir pour que leurs choix de production soient en accord avec leurs valeurs. Nave *et al.* (2013) ont mis en évidence cet effet en rapport avec l'adoption de pratiques à bas niveaux d'intrants. Cette attitude de certains agriculteurs, qui est parfois considérée comme de l'altruisme ou liée à la construction d'une meilleure image du métier d'agriculteur, a été démontrée en Belgique dans le cadre de l'adoption de mesures agro-environnementales (Dupraz *et al.*, 2003). Dans le cas spécifique des réductions de pesticides, cette attitude pro-environnementale a été mise en évidence aux Etats-Unis (Lohr *et al.*, 1999). Dans tous les cas, la littérature économique considérant ces éléments montre que les effets de l'attitude pro-environnementale sont très variables au sein de la population des agriculteurs, car seuls certains d'entre eux sont prêts à utiliser des pratiques qui diminuent leur revenu, cette perte étant compensée de leur point de vue par la satisfaction d'avoir contribué à la protection de l'environnement⁶. Cette attitude s'observe particulièrement chez les agriculteurs les plus jeunes et les mieux formés.

Les facteurs cognitifs concernent l'environnement cognitif de l'agriculteur, à savoir ses connaissances des bénéfices et des coûts engagés par ses pratiques mais également ses perceptions des risques notamment concernant l'implémentation des pratiques et leurs effets. L'adoption de pratiques innovantes est d'autant plus probable que les agriculteurs disposent d'informations sur les coûts et bénéfices économiques et/ou environnementaux de ces pratiques (Knowler et Bradshaw, 2007 ; Pavlis *et al.*, 2016 ; Läßle et Van Rensburg, 2011 ; Higgins *et al.*, 2017), ainsi que sur les risques associés à leur mise en oeuvre (Defrancesco *et al.*, 2008 ; Läßle et Kelley, 2015 ; Barreiro-Hurlé *et al.*, 2010) ou encore à leurs effets économiques et/ou environnementaux (Kurkalova *et al.*, 2006 ; Serra *et al.*, 2008a ; Arbuckle *et al.*, 2013 ; Bocqueho *et al.*, 2014). L'accès aux connaissances scientifiques, aux expériences menées par des pairs (Slimi *et al.*, 2021), et ce, *via* différents types de canaux d'information (presse, réseaux sociaux, fournisseurs d'intrants, acteurs plus traditionnels du conseil, etc), est un élément déterminant pour orienter les décisions des agriculteurs.

Une dernière catégorie de facteurs est celle des facteurs sociaux. Cette catégorie vient remettre en question l'hypothèse selon laquelle l'adoption d'une stratégie individuelle répond à une stratégie de maximisation d'une utilité individuelle, et suppose que les déterminants d'adoption sont également guidés par les relations interpersonnelles, à l'intersection de motivations d'ordres culturelles, relationnelles ou cognitives. Ces facteurs culturels relèvent de l'ensemble des normes sociales et techniques qui sont associées à l'activité agricole dans une région donnée, ou éventuellement dans un secteur productif particulier. L'agriculteur est en effet inséré dans une communauté au sein de laquelle de "bonnes" façons de faire sont communément admises (Darré, 1985). Schmidtner *et al.* (2012) ou Läßle et Kelley (2015) mettent en évidence que les agriculteurs proches les uns des autres présentent souvent des tendances similaires en matière d'adoption de pratiques. Ils l'expliquent par le fait que ces effets de voisinage favorisent le partage de l'information, la diminution du risque et plus généralement ce qui est défini comme une norme descriptive (Cialdini *et al.*, 1990) A cela s'ajoute la norme injonctive (Ajzen, 1991) selon laquelle les agriculteurs peuvent être influencés par ce qu'ils pensent que les autres agriculteurs – ou la société dans son ensemble – attendent d'eux. Enfreindre ces normes, c'est prendre le risque de se marginaliser vis-à-vis de ses pairs. Le cas de l'abandon du labour, étudié par Coughenour aux Etats-Unis dans les années 1970, illustre bien le risque social que constitue l'adoption de pratiques qui constituent la norme (Coughenour, 2003). De même, les agriculteurs qui participent à des programmes agroenvironnementaux sont plus susceptibles que ceux qui ne le font pas, de considérer l'opinion des autres agriculteurs et de la société comme importante (Defrancesco *et al.*, 2008). Enfin, l'image et le statut public peuvent inciter les agriculteurs à adopter des pratiques plus durables (Willock *et al.*, 1999). Defrancesco *et al.* (2008) suggèrent que les agriculteurs qui participent à des programmes agroenvironnementaux sont plus susceptibles d'accorder de l'importance à leur image publique en tant qu'agriculteurs que ceux qui ne le font pas. Toutes ces normes existantes constituent des dispositifs sociaux contribuant à cadrer et orienter les décisions des agriculteurs. Elles façonnent le changement technique et sont à l'origine de l'adoption de nouvelles pratiques. L'interaction avec les pairs, et plus largement avec autrui, offre cependant des ressources relationnelles qui peuvent constituer des

⁵ On parle ici de revenu plus que de profit car, au niveau individuel, cet arbitrage va se faire entre le revenu total de l'agriculteur qui peut inclure d'autres sources que le simple profit de son activité productrice.

⁶ Cette attitude est analogue à celle des consommateurs qui achètent des produits plus chers que les produits conventionnels mais dont la production et/ou la commercialisation est conforme à certaines de leurs valeurs (protection de l'environnement, commerce équitable, etc.). Ce point sera développé en section 2.5.3.

opportunités pour le changement technique. Les rencontres avec des innovateurs et/ou des prescripteurs favorisent la prise de décision, dans le sens où elles peuvent créer des ruptures biographiques, des bifurcations (Bidart, 2006). Les conversions à l'agriculture biologique – ou autrement dit le renoncement à l'usage des intrants chimiques - en offrent un exemple pertinent (Leroux, 2013). Ainsi par exemple, selon la Fédération nationale d'agriculture biologique des régions de France (FNAB), moins de 5% d'agriculteurs convertis grâce aux subventions allouées aux signataires du contrat territorial d'exploitation (CTE) seraient ensuite revenus au mode de production conventionnel.

La récente revue de littérature effectuée par Benitez-Altuna *et al.* (2021) analyse un ensemble de facteurs internes (confiance, connaissances, perception du risque, ...) et externes (taille de l'exploitation, ressources économiques, accès au capital matériel, propriété foncière ...) aux individus influant sur l'adoption des innovations. Toutefois, les auteurs concluent qu'il n'y a pas d'univocité des facteurs et que ceux-ci sont fortement dépendants du contexte au sein duquel ces facteurs se déploient. Ainsi, s'agissant des pays développés, Prokopy *et al.* (2008) et Baumgart-Getz *et al.* (2012) observent que l'accès à l'information, au capital et l'insertion des agriculteurs dans des réseaux sociaux sont positivement corrélés avec l'adoption de pratiques agroécologiques. Tey *et al.* (2017) soulignent l'importance du genre, du niveau d'éducation, de la taille de l'exploitation et du statut de la propriété foncière dans le contexte des pays en développement.

2.1.2.3. Intégration des contraintes agronomiques et économiques contingentes à l'exploitation

Pour comprendre l'ensemble des enjeux liés au choix de diversification (ou non), l'analyse des seules motivations (économiques et/ou non-économiques) propres à l'agriculteur peut ne pas suffire (Rounsevell *et al.*, 2003) et il faut intégrer la prise en compte des caractéristiques techniques des exploitations, comme le proposent par exemple Vavra et Colman (2003). L'analyse économique doit donc être replacée dans une perspective agronomique afin d'inscrire les choix de production dans un système cohérent. C'est le sens des travaux de modélisation du processus de décision menés dans les années 80-90s, qui ont abouti à des modèles conceptuels et/ou informatisés ayant une finalité de simulation et d'aide à la décision (voir Encadré 2-1).

Les travaux des économistes et des agronomes système, menés sur une large gamme d'exploitations agricoles et de systèmes de production, montrent comment les décisions d'implantation des cultures résultent (i) de la prise en compte des objectifs et des ressources des exploitations agricoles qui sont variables entre exploitations et (ii) d'arbitrages entre des entités de gestions – la parcelle, mais aussi la sole, les autres cultures, la surface de l'exploitation, les autres ateliers – et entre des ressources. Par le terme "ressources", on entend non seulement des ressources matérielles (terres – en prenant en compte leur hétérogénéité pédoclimatique, équipement, eau, intrants) et économiques (capital, trésorerie) mais aussi des ressources cognitives (connaissances, savoir-faire) et sociales (intégration dans des réseaux). Les déterminants des décisions d'implantation des couverts résultent de facteurs à l'échelle de l'exploitation et de son environnement. Ainsi, le raisonnement des assolements dépend à la fois (i) de facteurs agronomiques (adéquation entre les besoins d'une espèce et les potentialités agropédoclimatiques des parcelles) et (ii) de facteurs socioéconomiques (orientation commerciale, présence ou absence d'élevage sur l'exploitation). Le poids de différents facteurs varie suivant l'orientation technicoéconomique de l'exploitation. Dans la suite de ce chapitre, nous illustrerons la manière dont ces contraintes, et notamment les caractéristiques pédologiques et organisationnelles du parcellaire et la présence d'autres ateliers sur l'exploitation (et notamment d'un atelier animal interagissent avec les autres motivations pour influencer la diversité des cultures) ainsi que la stratégie de commercialisation des produits agricoles, interagissent avec les autres motivations pour influencer la diversité des cultures.

Encadré 2-1. Les modèles en agronomie-système

Le modèle d'action (Sebillotte et Soler, 1990) est un modèle conceptuel conçu à partir d'un travail d'enquêtes qualitatives permettant d'analyser les pratiques des agriculteurs et les décisions sous-jacentes à ces pratiques. A partir de situations concrètes de gestion des cultures décrites par l'agriculteur, les enquêtes visent à comprendre les facteurs qui l'ont amené à prendre ces décisions et, derrière les cas particuliers de chaque enquête, à rechercher des régularités, et donc des enseignements génériques qui sont formalisés dans un modèle conceptuel. Le modèle d'action, d'abord élaboré en grande culture, a été ensuite adapté à d'autres systèmes de production. Sa structure générale comporte les objectifs généraux de l'agriculteur, un programme prévisionnel pour les atteindre, des règles de décisions qui caractérisent les modalités des différentes interventions techniques et leur organisation dans le temps et l'espace, ainsi que des règles d'arbitrage pour gérer les situations de concurrence entre ressources ou les aléas. Dans quelques cas, les modèles conceptuels ont été implémentés informatiquement et utilisés dans une perspective d'accompagnement individuel ou collectif, comme par exemple les logiciels DeciBlé (Chatelin *et al.*, 2005) et Otelo (Papy, 2000). Mais même non informatisé, le modèle d'action s'est révélé utile pour discuter des marges de manœuvre, c'est-à-dire les changements techniques qui peuvent être faits à un niveau de décision sans impacter un niveau de décision supérieur (Joannon *et al.*, 2005). Par exemple, Navarrete et Le Bail (2007) analysent les marges de manœuvre des exploitations maraichères des Pyrénées-Orientales pour produire les volumes et la diversité de salades (variétés, période de récolte) recherchés par les opérateurs commerciaux en fonction des ressources de chaque exploitation. Les modèles conceptuels peuvent donc contribuer à anticiper la capacité d'adoption de couverts diversifiés par les agriculteurs.

Les modèles de décision informatisés sont élaborés comme les précédents sur des jeux de règles de décision, mais aussi et surtout sur des données technico-économiques quantitatives. Parmi eux, certains ont été véritablement testés en situation d'aide à la décision des agriculteurs. On peut citer le logiciel APSIM (Agricultural Production Systems Simulator) qui modélise à la fois la production des cultures de rente et des pâturages et les évolutions des caractéristiques du sol. Les simulations de ce modèle, associées à une démarche de recherche-action entre agriculteurs, conseillers et chercheurs (FARMSCAPE), ont permis à des agriculteurs d'explorer leurs propres systèmes de production et d'évaluer les conséquences des changements techniques (Carberry *et al.*, 2002). Le modèle ROTAT (Dogliotti *et al.*, 2005) permet de générer l'ensemble des rotations de cultures légumières possibles sur une exploitation compte tenu d'un jeu de contraintes prédéfini (ressources en eau, main d'œuvre, qualité du sol, ...). Un des points forts de ce modèle est la prise en compte des interactions temporelles et spatiales à l'échelle des exploitations agricoles et la modélisation des arbitrages entre dimensions économiques et environnementales. Comme APSIM, l'outil a été utilisé pour accompagner la reconception de systèmes de culture et de production en Uruguay, dans une perspective d'augmentation des revenus des agriculteurs tout en préservant la qualité des sols.

D'autres modèles intègrent les animaux d'élevage dans la représentation du processus de décision des assolements. C'est le cas par exemple du modèle Mélodie (Chardon *et al.*, 2012) qui calcule, à partir des données du troupeau, les quantités d'aliments nécessaires à son alimentation ainsi que les quantités d'effluents disponibles. A partir de ces informations, deux sous modèles s'enchaînent afin d'optimiser l'assolement (Tournesol et Fumigene) afin de satisfaire les besoins, y compris en prairie et en utilisant les effluents. Ce plan d'action (type de culture et fertilisation) est ensuite adapté selon les conditions climatiques au cours de la simulation. Bousard *et al.* (2018) proposent de leur côté un outil pour simuler l'ensemble des assolements possibles, compte tenu des règles de décisions des différents systèmes de production exprimées sous la forme de contraintes de surfaces minimale annuelle de culture, de précédents autorisés de durée d'implantation des couverts pérennes (herbe et luzerne par exemple) et de distance à l'outil de production. Ce type d'outil de simulation permet d'évoquer avec les agriculteurs les possibles marges de manœuvre pour complexifier l'organisation spatiale du paysage ou pour allonger la durée des prairies dans les rotations par exemple.

2.1.2.4. Le rôle du risque dans les choix agricoles

Le terme « risque » est un terme couramment utilisé qui recouvre plusieurs notions à l'origine de confusions. Hardaker (2000) fournit une discussion éclairante à ce propos. Le risque peut recouvrir trois types de notions : (i) la probabilité d'un événement défavorable (c'est la définition que donne le Larousse : « Possibilité, probabilité d'un fait, d'un événement considéré comme un mal ou un dommage : Les risques de guerre augmentent. ») ; (ii) la variabilité d'un événement (l'inverse de la stabilité) ; (iii) l'incertitude liée à chaque événement. Les deux premières définitions sont limitées car elles ne prennent pas en compte l'ensemble des événements et des probabilités associées. La définition (i) est limitée car elle ne décrit que la probabilité associée à l'événement défavorable. A partir de cette définition, on pourrait seulement prédire qu'une personne averse au risque

préférer une activité A (20% de chances de perdre 80) à une autre B (40% de chances de perdre 80) toutes choses égales par ailleurs. Cependant, cette préférence devrait dépendre de ce qu'elle gagnerait si l'évènement favorable se produit. Elle pourrait préférer l'activité B si celle-ci lui offre 60% de chances de gagner 120 alors que l'activité A lui offre 80% de chances de gagner 20. Avec la définition (ii), on obtient une mesure de dispersion comme la variance, qui prend en compte la distribution des écarts à la moyenne. Cependant, cela ne suffit pas. Un évènement plus variable (une distribution avec une variance plus élevée) peut tout de même être préférée par un individu averse au risque si la moyenne est suffisamment élevée⁷. La définition (iii) est la plus précise. Elle prend en compte tous les évènements possibles et les probabilités associées. C'est l'ensemble de la distribution des évènements qui est prise en compte, donc l'ensemble des éléments qui décrivent cette distribution : espérance, variance, coefficient d'asymétrie, coefficient d'aplatissement... (appelés « moments » d'ordre 1, 2, 3, 4, etc.). Les travaux des économistes agricoles se sont intéressés au risque au sens de ces trois définitions : par exemple, (i) la probabilité d'un profit inférieur à un seuil défini (safety-first), (ii) la variance des rendements, et (iii) l'espérance, la variance et le coefficient d'asymétrie (Moschini et Hennessy, 2001).

L'agriculture est une activité risquée et la littérature propose plusieurs typologies des risques agricoles (Komarek et al., 2020 ; Chavas, 2019 ; Chavas *et al.*, 2010 ; Moschini et Hennessy, 2001 ; Harwood *et al.*, 1999). Les deux principaux types de risques sont le risque de production et le risque de prix (aussi appelé risque de marché). Le risque de revenu combine ces deux risques. (i) **Risque de production**. Les cultures sont sujettes à des risques de pertes dues aux bioagresseurs ou aux mauvaises conditions climatiques (sécheresses, inondations). Les changements de pratiques visant la régulation naturelle des bioagresseurs auront des conséquences surtout sur ce type de risque. (ii) **Risque de prix**. Les marchés agricoles sont volatiles car, du côté de l'offre, la quantité disponible est soumise aux aléas climatiques et est donc variable d'une année sur l'autre, tandis que du côté de la demande, la quantité nécessaire est assez stable et peu sensible aux variations de prix. Il en résulte que les variations de l'offre entraînent de fortes variations de prix sur les marchés car la demande s'adapte très peu aux signaux des prix qui indiquent un déficit ou un excédent d'offre.

D'autres risques affectent l'agriculture. (iii) **Les risques liés aux technologies** viennent du fait que l'adoption d'innovations implique toujours un degré plus ou moins important d'incertitude sur les bénéfices et les coûts de leur adoption (Chavas et Nauges, 2020). Cette incertitude est augmentée par le fait que l'adoption d'une innovation par un agriculteur à un instant t dépend du comportement d'adoption des autres agriculteurs, comportement difficile à anticiper du fait de son hétérogénéité. En effet, il existe des phénomènes d'apprentissage auprès des pairs (learning from others) par l'observation des pratiques des autres agriculteurs ou par les réseaux auxquels appartiennent les agriculteurs. Enfin, la dynamique du niveau global d'adoption de l'innovation par les agriculteurs aura en retour des effets sur les coûts et bénéfices de l'adoption de l'innovation. (iv) **Les risques institutionnels** sont liés aux possibles changements des politiques publiques. Ces changements modifient l'environnement réglementaire (par exemple, l'interdiction d'utilisation d'un intrant auparavant autorisé) et économique (par exemple, taxes augmentant le prix d'achat des intrants, subventions augmentant le prix de vente des produits) dans lequel l'agriculteur prend ses décisions. (v) **Les risques personnels** font référence aux risques liés à l'activité agricole comme les accidents de travail, les risques sur la santé (exposition aux pesticides par exemple, Inserm, 2021), ou les risques liés à la santé des proches. Les préoccupations en termes de santé peuvent constituer un déterminant des choix de production des agriculteurs (Lichtenberg, 2002 ; Lichtenberg et Zimmerman, 1999 ; Hubbell et Carlson, 1998 ; Harper *et al.*, 1990 ; Harper et Zilberman, 1992).

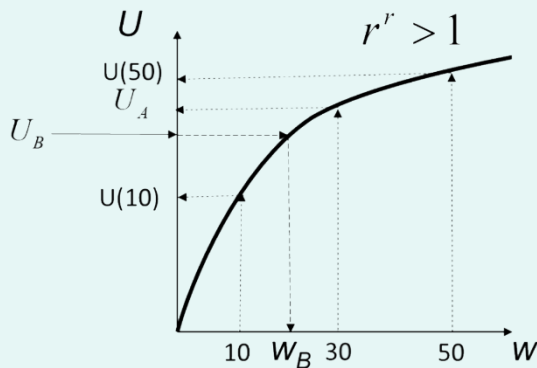
Cette présentation linéaire des différents types de risques ne doit pas cacher que ces risques ne sont pas toujours indépendants. Par exemple, le risque de production et le risque de prix sont souvent considérés dans la littérature comme négativement corrélés. Les chocs négatifs sur la production provoquent une hausse des prix des biens agricoles. Cette corrélation négative entre les deux risques est intéressante pour un producteur averse au risque car le risque de production est partiellement absorbé par les ajustements par les prix (Chavas, 2019 ; Cordier *et al.*, 2008).

La théorie économique suppose généralement que les agriculteurs sont averses au risque (voir l'encadré 2-2) et qu'ils prennent des dispositions pour limiter leur exposition au risque ou les conséquences de cette exposition.

⁷ L'utilisation du coefficient de variation, qui normalise la variance par la moyenne, se rapproche de la définition (iii).

Encadré 2-2. Les agriculteurs sont averses au risque

Le risque ne nécessite d'être pris en compte que si les agents économiques ne sont pas neutres au risque. D'où le besoin de savoir si les agriculteurs aiment le risque (risquophiles), sont averses au risque ou sont indifférents au risque (neutres au risque). Avec un exemple simple, on peut exposer ce que signifie l'aversion au risque (voir Bougherara et Nauges, 2021 et Hardaker *et al.*, 1997). Supposons avoir le choix entre recevoir 30 € (Option A) et jouer à un jeu de pile (gain de 10 €) ou face (gain de 50 €) (Option B). En moyenne, l'Option B permet de gagner 30 € (l'espérance de gain est : $\frac{1}{2} \times 10 + \frac{1}{2} \times 50$), soit un montant identique à l'Option A, qui garantit ce gain de manière certaine. Certains préféreront éviter le risque ($A > B$), d'autres le rechercheront ($B > A$), et d'autres seront indifférents ($A \sim B$). Les économistes utilisent le *cadre de l'utilité espérée* pour modéliser ces comportements. Ainsi, la forme de la fonction d'utilité va caractériser chaque agent.



Prenons une fonction puissance : $U(w) = \frac{1}{(1-r^r)} w^{1-r^r}$

avec w la richesse et r^r un paramètre propre à chaque agent (aversion relative au risque).

Un individu aversé au risque (voir figure ci-contre) préférera $U_A = U(30)$ à $U_B = \frac{1}{2} \times U(10) + \frac{1}{2} \times U(50)$. Dans ce cas, la fonction d'utilité est concave ($r^r > 1$).

Pour un risquophile, c'est-à-dire un individu qui aime le risque, $r^r < 1$, la fonction est convexe, et pour un individu neutre au risque, elle est linéaire ($r^r = 1$).

(Figure créée par les auteurs)

La *prime de risque* est définie comme le consentement à payer de l'individu pour éviter le risque. Pour un individu aversé au risque, la prime de risque sera donc la différence entre l'espérance de gain de l'Option B (30 €) et la richesse w_B associée à l'utilité de l'Option B. Différentes approches ont été utilisées dans la littérature pour mesurer les préférences des agriculteurs pour le risque. Elles se situent dans le cadre théorique de l'utilité espérée (EUT) comme ci-dessus ou de la théorie des perspectives cumulées (CPT pour « cumulative perspective theory »). Dans la théorie des perspectives (CPT), deux paramètres supplémentaires sont ajoutés. (i) un paramètre d'**aversion à la perte** qui décrit le fait qu'une perte de profit est ressentie en valeur absolue de manière bien plus forte qu'un gain de même grandeur (Tversky et Kahneman, 1992), (ii) un paramètre de **distorsion des probabilités objectives** qui décrit le fait que les individus ont tendance à surestimer les probabilités d'occurrence des événements peu probables et à sous-estimer les événements très probables (Quiggin, 1982).

Le tableau suivant présente les différentes approches utilisées pour mesurer les préférences pour le risque.

	Intérêts	Limites	Applications en agriculture
Questionnaire d'enquête directe	Simple	Biais hypothétique Pas de modèle structurel	Pennings et Garcia (2001) Hansson et Lagerkvist (2012)
Choix de loteries – Hypothétique	Modèle structurel EUT/CPT	Biais hypothétique	Menapace <i>et al.</i> (2016)
Choice experiment	Choix discrets EUT et CPT	Charge cognitive Validité externe	Tonsor (2018)
Choix de loteries – Rémunérées (économie expérimentale)	Modèle structurel EUT et CPT Validité interne	Coûteux Echantillons relativement petits Validité externe	Voir la revue de littérature dans Bontemps <i>et al.</i> (2021, annexe)
Estimation sur données de production	Modèle structurel Données réelles Gros échantillons	Seulement EUT Identification difficile	Voir la revue de littérature dans Bontemps <i>et al.</i> (2021, annexe)

De manière générale, la littérature montre qu'il est raisonnable de considérer que les agriculteurs sont averses au risque, averses à la perte et tendent à surestimer les probabilités d'occurrence des événements peu probables (Iyer *et al.*, 2020 ; Bontemps *et al.*, 2021). Cependant, la magnitude de ces paramètres est variable car les contextes et méthodes de mesure sont variés. C'est également le cas dans la littérature en général en dehors du domaine agricole. Alors que le nombre d'études augmente, les questions liées à la validité des mesures de préférences pour le risque sont de plus en plus explorées, que ce soit par des psychologues (e.g. Mata *et al.*, 2018 ; Pedroni *et al.*, 2017) ou des économistes généralistes (e.g. Holzmeister et Stefan, 2021) ou agricoles (e.g. Finger *et al.*, 2022 ; Iyer *et al.*, 2020 ; Menapace *et al.*, 2016).

Les instruments de gestion du risque à la disposition des agriculteurs sont de différentes natures et jouent sur différents types de risques (Chavas, 2019 ; Chavas *et al.*, 2010 ; Harwood *et al.*, 1999). (i) La **diversification** (« ne pas mettre tous ses œufs dans le même panier ») permet de gérer le risque de prix et le risque de production. Il s'agit pour l'exploitant d'avoir une approche « multiproduits » (portefeuille de cultures, culture/élevage). Par exemple, la diversification par les assolements et les rotations constitue un moyen de gérer le risque de rendement (choix de cultures qui sont impactées de manière différenciée par les aléas climatiques et/ou les ravageurs). (ii) Les **pratiques agricoles** ont un impact sur le risque. Certains intrants modifient le risque de production (engrais, pesticides) tout en augmentant pour certains le risque sur la santé (exposition aux pesticides) ; le choix des cultures, leur assolement et leur rotation affectent le risque de production. (iii) **L'adoption de technologies** telles que les choix de certaines variétés ou l'adoption de l'irrigation vont réduire le risque de production tout en étant susceptibles d'augmenter le risque lié à l'adoption de technologies. (iv) L'agriculteur peut également **transférer son risque** à travers l'adoption d'assurances des cultures (risque de production) ou d'assurance revenu (risques de production et de prix), de systèmes de partage de risque avec les consommateurs (labels produits, contrats d'agriculture locale) ou avec les contribuables (fonds publics d'indemnisation). (v) Enfin, des **instruments financiers** sont à la disposition des exploitants (contrats à termes par exemple, voir Prager *et al.*, 2020).

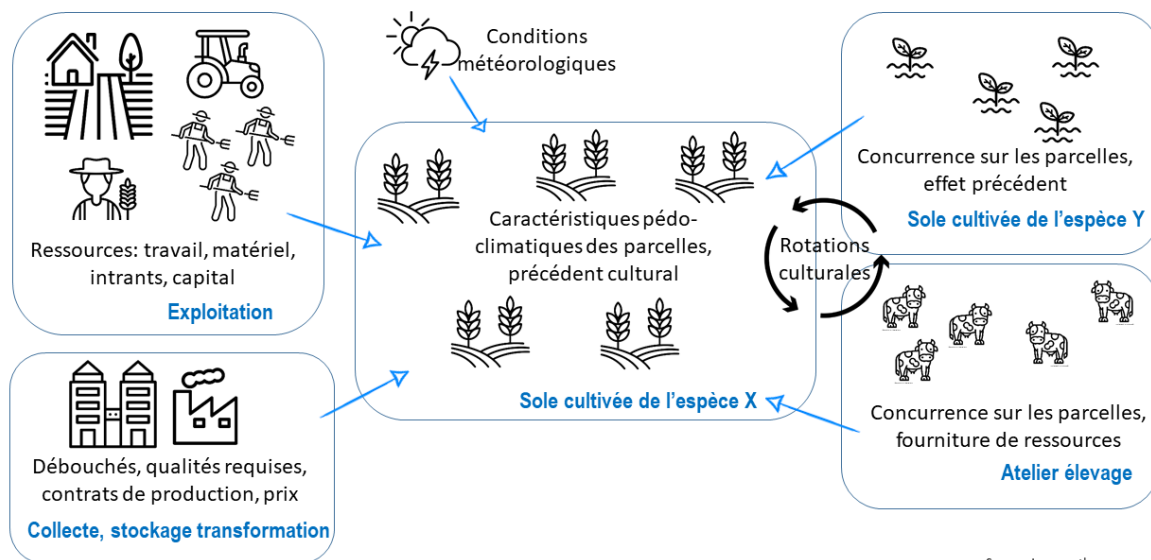
La littérature sur le risque en économie agricole et expérimentale s'est principalement attachée à déterminer dans quelle mesure les préférences pour le risque ont un impact sur les choix de production (voir l'encadré 2-2). A partir des approches expérimentales de mesure des préférences pour le risque, on peut considérer trois domaines dans lesquels le pouvoir explicatif des préférences pour le risque a été testé. (i) **Les quantités d'intrants**. Liu et Huang (2013) montrent que les producteurs de coton en Chine les plus averses au risque utilisent plus de pesticides. En termes de magnitude, ils montrent que ceux qui sont un écart-type plus averses au risque que l'agriculteur moyen utilisent 9% de pesticides en plus à l'hectare. Les agriculteurs averses à la perte utilisent moins de pesticides. En termes de magnitude, ceux qui sont un écart-type plus averses à la perte que l'agriculteur moyen utilisent 7% de pesticides en moins à l'hectare. Les auteurs interprètent ce résultat comme une conséquence de la dominance de l'effet des pesticides sur le risque sur la santé par rapport au risque de production : les agriculteurs ressentent particulièrement comme une perte les effets des pesticides sur leur santé. Ceux qui sont les plus averses à la perte ont une désutilité associée à l'utilisation de pesticides particulièrement forte. Gong *et al.* (2016) montrent sur le même type de producteurs que l'aversion au risque augmente l'usage de pesticides mais que l'impact est faible et significatif seulement pour l'agriculture de subsistance. (ii) **Les choix de technologie**. Sur un échantillon d'agriculteurs de la Corn Belt aux Etats-Unis, Barham *et al.* (2014) montrent que l'aversion au risque n'a pas d'effet sur l'adoption de maïs OGM mais impacte légèrement l'adoption de soja OGM. Sur un échantillon d'agriculteurs de la même région, Hellerstein *et al.* (2013) ne trouvent pas d'impact significatif des préférences des agriculteurs vis-à-vis du risque sur leurs choix de diversifier leurs cultures ou leurs activités (en associant agriculture et élevage). (iii) **Les choix d'assurance**. Menapace *et al.* (2016), sur un échantillon d'agriculteurs du nord de l'Italie, et Hellerstein *et al.* (2013), sur un échantillon d'agriculteurs de la Corn Belt, aux Etats-Unis, ne trouvent pas d'impact significatif de l'aversion au risque sur les choix d'assurance récolte.

2.1.3. Facteurs influençant la diversité spatiale des cultures

Nous avons jusqu'ici listé un ensemble de déterminants qui jouent un rôle dans la prise de décision de l'agriculteur. Dans cette sous-section, nous expliquons comment ces déterminants influencent les décisions stratégiques d'allocation des cultures dans l'espace, c'est-à-dire les choix d'assolement. La dimension « configuration » de cette diversité dans l'espace est discutée dans l'encadré 2-3. La question des rotations (diversité dans le temps) fait l'objet de la sous-section suivante.

Pour décrire les choix d'assolement, nous considérons d'une part l'effet des déterminants économiques et organisationnels (ressources de l'exploitation, risques et débouchés commerciaux) (section 2.1.3.1) et, d'autre part, le rôle des interactions entre cultures ou ateliers (voir la Figure 2-3 et la section 2.1.3.2).

Figure 2-3. Les décisions d'assolement des cultures, à la croisée entre contraintes agronomiques, climatiques et organisationnelles. Auteur : G. Martel



2.1.3.1. Analyse économique des choix

Dans une perspective de maximisation du profit, les agriculteurs devraient allouer leur terre à la culture la plus rentable. Ce phénomène de spécialisation est renforcé par les **économies d'échelle** qui font qu'il est plus facile de cultiver et de commercialiser de gros volumes de la même espèce. La spécialisation peut également permettre à l'agriculteur, en concentrant son attention sur certaines productions uniquement, d'acquies de l'information et, par différents processus d'apprentissage, de développer des compétences spécifiques à ces productions (e.g., Zentner *et al.*, 2002 ; Chavas 2011, 2012).

Plusieurs autres raisons de nature économique peuvent cependant expliquer pourquoi les agriculteurs, tout-au-moins la plupart, ne cultivent pas uniquement la culture qui est la plus rentable dans les conditions pédo-climatiques de leur exploitation. Deux de ces facteurs de diversification ont été particulièrement étudiés, les **économies de gamme** et la **diversification des risques**.

Nous abordons donc successivement les économies d'échelle, les économies de gamme, et le rôle du risque.

Economies d'échelle et rôle des débouchés commerciaux sur les décisions d'implantation des cultures

Dans les décisions d'allocation des cultures de rente, les agriculteurs tiennent compte de leurs débouchés commerciaux, qui se définissent par les volumes et qualités des produits. Dans une perspective d'**économie d'échelle**, la rentabilité est liée à la capacité à produire et commercialiser des volumes importants. La diversification, en réduisant les volumes par culture, peut donc être perçue par les agriculteurs comme un frein à la valorisation commerciale de leurs cultures. Il convient de distinguer deux problématiques particulières : (i) lorsque les produits sont transformés ; (ii) lorsque les produits sont non stockables.

- **La transformation post-récolte des produits agricoles autorise un ajustement de leur qualité**, parce que des lots de qualités différentes peuvent être mélangés pour obtenir un lot de qualité requise (par exemple, taux de protéine du blé pour la production de farine de panification), ou parce que le procédé de transformation compense une qualité défailante (par exemple, la production de jus de fruits et compotes à partir de lots de fruits de calibres insuffisants ou présentant des défauts visuels). Cependant les cahiers des charges des transformateurs sont souvent très contraignants pour les producteurs et conduisent à la sélection de parcelles spécifiques. Par exemple dans le cas de l'orge de brasserie (Le Bail et Meynard, 2003), les critères de qualité attendus par les malteurs impactent fortement l'allocation

des cultures d'orge de printemps aux différentes parcelles. En effet, il existe un lien négatif entre la qualité de la bière et la teneur en protéine de l'orge (qui doit être inférieure à 11.5% pour ce débouché). Or la teneur en protéine de l'orge dépend des caractéristiques des parcelles et des itinéraires techniques (état structural et hydrique de la parcelle, quantité d'azote disponible pour la plante, risque de piétin-échaudage). Les débouchés de la transformation constituent donc un déterminant important d'allocation des cultures en systèmes assolés.

- Dans le cas des produits non stockables, un critère de qualité important est la date de récolte, qui résulte principalement des dates de semis et des aléas climatiques. Les décisions de planification des assolements et des rotations doivent donc tenir compte des demandes des opérateurs commerciaux en termes de dates de récolte. Généralement, l'enjeu de la planification des assolements à l'échelle d'une exploitation est d'organiser au mieux les plantations sur l'ensemble des parcelles de la sole pour étaler la récolte, afin de répartir au mieux la charge en travail sur l'exploitation et/ou d'alimenter sur une longue période les opérateurs commerciaux. Dans le cas de la salade, produit ultra-frais qui doit être commercialisé au plus tard 2 jours après récolte, Navarrete et Le Bail (2007) montrent que les maraichers cherchent à la fois à produire sur la plus longue période possible compte tenu des contraintes climatiques du bassin de production (octobre à mars dans le Sud de la France), mais aussi à produire chaque semaine un volume de salades suffisant pour atteindre certains débouchés comme les grandes et moyennes surfaces (GMS). L'augmentation du nombre de types de salades cultivées sur l'exploitation (laitue, batavia, feuilles de chênes, à feuilles rouges ou vertes) complexifie fortement la prise de décision. La faible durée de conservation à maturité également, puisqu'il n'est pas possible d'attendre que plusieurs parcelles soient récoltées pour constituer un lot de taille plus importante. Il en résulte un processus très complexe d'allocation des cultures (définies par les espèces, types de salades, dates de récolte attendue) aux parcelles qui tient compte des exigences des opérateurs commerciaux. Dans ce processus d'allocation complexe, les contraintes sont allégées par la présence simultanée de différents types de parcelles (en plein champ et différents types d'abris plastiques) et par la coordination entre maraichers au sein d'un même bassin d'approvisionnement.

Notons que la vente directe (sur des marchés de plein air ou *via* des Associations pour le maintien d'une agriculture paysanne – AMAP) de produits frais, de légumes en particulier, peut pousser certains agriculteurs à diversifier leur production, de sorte à satisfaire les demandes variées (voire la demande de variété) de leurs clients (Dupré *et al.*, 2017), même si d'autres moyens de diversifier l'offre de produits sont possibles, tels que l'association avec d'autres agriculteurs.

Economies de gamme « organisationnelles » et « agronomiques »

Selon la terminologie de Baumol *et al.* (1982) il y a des économies de gamme pour la production d'un ensemble de produits si produire des quantités données de ces biens est moins coûteux lorsque la production est jointe (réalisée par un même producteur) que lorsqu'elle est séparée (lorsque chaque bien est produit par un producteur différent ou par un même producteur mais dans des ateliers de production totalement indépendants).

Il peut y avoir des économies de gamme pour des questions d'organisation de la production en lien avec des contraintes sur les ajustements des quantités de facteurs de production quasi-fixes, c'est-à-dire les facteurs de production dont la quantité ne s'ajuste que dans le long terme. Diversifier les assolements peut permettre d'aplanir les pics de travail pour la main d'œuvre et/ou le matériel, et donc l'investissement dans le matériel et/ou l'embauche de main d'œuvre permanente. Diversifier la production peut en effet réduire le besoin d'investir dans des facteurs de production quasi-fixes communs à l'ensemble des cultures, tels que les tracteurs ou les outils de travail du sol, car les besoins de ces facteurs sont plus étalés dans le temps que dans le cas de productions spécialisées. Les facteurs quasi-fixes spécifiques des cultures tels que les outils de récolte sont, quant à eux, plutôt générateurs d'économies d'échelle, mais les problèmes liés à l'indivisibilité des machines agricoles peuvent être contournés en ayant recours à des entrepreneurs de travaux agricoles, à des Coopératives d'Utilisation de Matériel Agricole (CUMA) ou *via* des achats par des groupements d'agriculteurs. Diversifier les assolements permet également de limiter ou de contourner les effets de contraintes d'accès à l'eau d'irrigation (*e.g.*, Moore et Negri, 1992 ; Moore et Dinar, 1995 ; Reynaud, 2009).

D'autres pratiques de diversification des cultures s'appuient également sur des mécanismes agroécologiques générateurs de complémentarités, et donc d'économies de gamme. Ainsi, les effets de synergies entre cultures

induits par les mélanges d'espèces, les cultures mixtes et les mélanges variétaux peuvent s'analyser comme des effets de complémentarité liés à des mécanismes écologiques et générateurs d'économies de gamme. Les mélanges variétaux ont ainsi été considérés dans la littérature sous l'angle de la gestion de problèmes de stress hydrique ou de problèmes de durabilité des résistances variétales. L'utilisation d'infrastructures écologiques, telles que les haies, pour la protection des cultures relève d'une autre logique. Il s'agit d'un investissement à réaliser et à entretenir (et qui fait perdre de la surface de production) pour rendre un service aux cultures. De la même manière, l'utilisation de couverts d'interculture non récoltés (ou pâturés) relève d'une logique d'investissement réalisé pour les cultures suivantes mais qui n'est pas durable, ou qui se déprécie très rapidement.

Bien entendu, les intérêts de la diversification des cultures évoquées ci-dessus peuvent être contrecarrés, dans les calculs économiques des agriculteurs, par l'intérêt qu'il y a à concentrer la sole sur les cultures les plus rentables en moyenne. Dans les pays développés, la main d'œuvre est relativement coûteuse par rapport à la mécanisation ou aux intrants chimiques, qui sont souvent des substituts au travail. La monoculture peut donc être rentable à court terme, malgré les besoins de machines et d'intrants chimiques qu'elle implique, car elle permet de concentrer la sole sur une culture rentable sans coûts trop importants en main d'œuvre.

En outre, de nombreuses évolutions techniques permettent aux agriculteurs de se spécialiser et/ou d'exploiter des surfaces de plus en plus étendues : mécanisation (la robotisation de certaines opérations pourrait même accentuer ce point), réduction du travail du sol et herbicides totaux tels que le glyphosate (*versus* labour), enrobage chimique des semences (*versus* traitements en végétation) et résistances variétales multiples acquises par modifications génétiques en particulier (*versus* traitements phytosanitaires ; Hurley, 2016).

De fait, diversifier des systèmes de production spécialisés sur des cultures majeures, très rentables, suppose d'assoler des cultures moins rentables. Pour être rentable, cette diversification doit générer suffisamment de bénéfices, *via* des effets agroécologiques (sur les cultures majeures en particulier), pour compenser le coût d'opportunité lié à l'assolement de cultures de diversification d'intérêt agronomique mais peu rentables d'un point de vue économique. En effet, une culture de diversification est souvent, et presque par définition, peu rentable, en raison de débouchés limités ou d'efforts de R&D peu soutenus sur sa production (ou sur sa valorisation). Dans certains cas, les exigences de l'aval impliquent des surcoûts, tels que le coût des tris des mélanges d'espèces. Ce point sera discuté dans la section suivante, ainsi que dans le Chapitre 6.

Rôle du risque : choix d'assolement en tant que choix de portefeuille de cultures

Diversifier les cultures permet à un agriculteur de diversifier ses risques, i.e. « de ne pas mettre tous ses œufs dans le même panier ». Cette stratégie permet de diversifier les risques de rendement et de prix, tout au moins dans une certaine mesure. L'incitation à utiliser cette stratégie dépend de l'aversion face au risque de revenu de l'agriculteur, qui peut être plus ou moins élevée. En outre, l'agriculteur peut gérer ses risques de rendement et de prix via des instruments financiers, tels que des contrats d'assurance récolte ou les marchés à termes, tout au moins pour certaines cultures. De même, un agriculteur peut gérer son risque de revenu via la gestion de son épargne (voire en comptant sur les interventions ponctuelles des pouvoirs publics en cas de « catastrophes naturelles »).

Distinguer les effets des différents motifs de diversification des cultures sur les choix d'assolement observés des agriculteurs est une gageure pour plusieurs raisons. Tout d'abord, les données de base nécessaires ne sont pas disponibles. Les données de comptabilités analytiques sont rares, les séquences de cultures employées par les agriculteurs sont mal connues, tout comme leur utilisation d'instruments financiers de gestion des risques ... et lorsque ces éléments sont connus, ils sont collectés dans des bases de données différentes, dont l'appariement est impossible. Ensuite, les effets de certains motifs de diversification sont très similaires, rendant leur identification quasiment impossible sans interroger directement les agriculteurs (*e.g.*, Pannell *et al.*, 2000 ; Just, 2008 ; Lence, 2009 ; Just et Just, 2011 ; Carpentier et Gohin, 2015). Par exemple, un agriculteur peut alterner cultures de printemps et cultures d'hiver soit principalement pour aplanir ses pics de travail, soit principalement pour mieux contrôler ses adventices, soit principalement pour répartir ses risques de production et/ou de prix. Il est dans ce cas difficile, à partir de l'observation de ses rotations, voire de ses assolements, de savoir quel est le motif principal de l'alternance cultures de printemps – cultures d'hiver. Un agriculteur peut également assoler du maïs et des cultures résistantes au stress hydrique, soit pour répartir ses risques (de production et/ou de prix), soit pour gérer un quota d'eau d'irrigation contraignant.

Enfin, il faut souligner que les déterminants des choix des agriculteurs face au risque sont mal connus, voire sujets à controverse, et probablement très hétérogènes d'un agriculteur à l'autre. Cette remarque s'applique d'ailleurs à l'ensemble des agents économiques (e.g., Manski, 2004 ; Koszegi et Rabin, 2007 ; Wakker, 2010 ; Kahneman, 2011). Par exemple, on ne sait pas très bien comment les agriculteurs se représentent mentalement les risques de prix ou de rendement, ou comment leurs stratégies de protection phytosanitaire s'inscrivent dans leur stratégie globale de gestion des risques.

2.1.3.2. Effets de l'interaction avec les autres cultures/ateliers de l'exploitation

La diversification des espèces cultivées sur l'exploitation peut aussi être influencée par des facteurs agronomiques liés aux interactions entre cultures et ateliers. A titre d'exemple, nous mobilisons successivement les cas des exploitations de grandes cultures, de cultures pérennes, et de maraichage, qui représentent des cultures de rente, puis celles de polyculture-élevage où les cultures sont pour partie à vocation fourragère. Ainsi, il s'agit de repérer à la fois les facteurs communs et ceux spécifiques à certains systèmes de production.

Dans les systèmes de grandes cultures, les travaux d'Aubry *et al.* (1998) montrent comment des céréaliculteurs du Bassin Parisien planifient les cultures de blé sur les différentes parcelles de la sole et formalisent des règles d'allocation des cultures, d'enchaînement des opérations et d'arbitrages entre cultures. Ces travaux reposent sur le modèle d'action (Sebillotte et Soler, 1990 ; cf Encadré 2-1). Aubry *et al.* (1998) ont particulièrement détaillé les processus d'ordonnement des opérations culturales dans le temps (par exemple le choix des dates de semis sur les différentes parcelles de la sole de blé) et les arbitrages que l'agriculteur se donne pour gérer les situations de concurrence entre ressources ou les aléas. Les règles d'arbitrages entre cultures et entre parcelles d'une même culture permettent de déterminer les dates de semis de chaque parcelle en fonction de ses propres caractéristiques pédoclimatiques, mais aussi des opérations culturales prioritaires sur les autres parcelles.

Par rapport aux exploitations céréalières, les cultures pérennes (arboriculture fruitière, viticulture) présentent des spécificités dans la prise de décision liées au fait que (i) la plantation engage l'agriculteur sur une dizaine d'années voire plus, rendant ces décisions peu rattrapables, et (ii) que les décisions une année donnée dans la conduite des arbres ou plants impactent le rendement de l'année, mais aussi des années suivantes, voire toute la durée de vie de la plantation (Hester et Cacho, 2003). Les agriculteurs tiennent donc compte des risques économiques à long terme (coûts de la plantation versus gain espéré dans les années suivantes sur la base d'anticipations du contexte économique à venir). Ils essaient également d'équilibrer, une année donnée et sur le temps long, la part des surfaces productives et non encore productives (3-5 ans avant récolte suivant les espèces et les variétés). Les possibilités d'installation de couverts diversifiés, par exemple par arrachage/replantation d'une parcelle avec une nouvelle espèce ou variété, ou par installation d'un couvert végétal entre rangs (par exemple, enherbement de la vigne, introduction de plantes répulsives des ravageurs en arboriculture) se raisonnent donc sur des pas de temps plus longs que dans le cas des cultures annuelles.

A l'inverse, les cultures maraichères se caractérisent par des cycles de culture souvent infra-annuels, parfois de quelques mois, et la planification des cultures dans les exploitations maraichères est donc raisonnée à une échelle infra-annuelle. Cela accroît les possibilités d'implantation de couverts de service en interculture (notamment pour les cultures sous abris, où leur implantation peut se faire en été ou en hiver) mais complexifie largement l'organisation des rotations, et donc les assolements (Navarrete et Le Bail, 2007).

Dans les exploitations de ruminants en France, la sécurité fourragère est un objectif très important qui oriente les assolements sur des cultures fourragères en priorité, et impacte en conséquence les éventuelles cultures de rente (Havet *et al.*, 2014). De même, les besoins liés au logement des animaux (paille par exemple) peuvent orienter les choix de cultures annuelles à mettre en place, vers des cultures de céréales notamment. De la même façon, la nécessité d'écouler les effluents d'élevage peut orienter les choix d'implantation vers des cultures acceptant les effluents au détriment de cultures n'en nécessitant pas (Stonehouse, 2002).

Encadré 2-3. Facteurs influençant l'organisation spatiale des cultures

D'autres facteurs de diversification des assolements ont été évoqués dans la littérature économique, mais de manière plus sporadique, tels que l'hétérogénéité des sols sur l'exploitation (e.g., Dury *et al.*, 2013 ; Howitt, 1995 ; Heckeley *et al.*, 2012) ou la fragmentation du parcellaire (e.g., Di Falco *et al.*, 2010 ; Holmes et Lee, 2012). Ces facteurs influent sur l'organisation des cultures dans l'espace.

Effets des caractéristiques pédologiques et organisationnelles du parcellaire sur l'assolement

L'organisation spatiale des cultures est notamment sous l'influence des conditions pédoclimatiques et de structuration de l'exploitation. Dans les exploitations d'élevage, l'usage d'une parcelle, et donc le type de couvert implanté, va par exemple dépendre de la pente et de l'altitude (Brunschwig *et al.*, 2006). Dans les zones de plaine, le côté hydromorphe ou séchant d'une parcelle va définir aussi les cultures possibles dans la parcelle. La forme et la taille des parcelles, ainsi que la présence d'éléments semi-permanents dans le paysage (haies par exemple) peuvent aussi jouer sur les décisions d'affectation des cultures aux parcelles (Thenail et Baudry, 2004). L'autre facteur concerne l'organisation spatiale des parcelles entre elles. Marie *et al.* (2009) décrivent par exemple six modèles d'organisation des exploitations laitières dans l'arc atlantique qui sont des variations autour d'un modèle centre-périphérie : les parcelles autour du siège de l'exploitation sont dédiées au pâturage, les parcelles à une distance intermédiaire sont dédiées à la constitution du stock fourrager. Un troisième cercle est dédié aux animaux improductifs ou aux animaux allaitants alors que les parcelles les plus éloignées sont dédiées majoritairement aux céréales. Il paraît donc nécessaire de comprendre les dimensions spatiales de l'activité agricole pour comprendre l'assolement des exploitations (Soulard *et al.*, 2005).

Economie de gamme « spatiale »

Les effets bénéfiques de l'organisation de mosaïques paysagères, à l'échelle d'une exploitation, sur la régulation des bioagresseurs des cultures peuvent également s'interpréter comme des effets de complémentarité liés à des mécanismes écologiques et générateurs d'économies de gamme. Lorsque les effets de l'organisation de mosaïques paysagères jouent à une échelle plus large que celle d'une exploitation, il s'agit alors d'effets externes de production dont la gestion optimale nécessite des mécanismes de coordination/coopération des choix des agriculteurs. La question de l'organisation des mosaïques paysagères (spatialement explicites) à une échelle régionale a été considérée par les économistes, mais pour la production de biodiversité « naturelle », pas pour gérer des problèmes de lutte contre les bioagresseurs et d'usage de produits phytosanitaires. Gérer la diversité des paysages, sans contraintes spatialement explicites, s'apparente à la gestion de pollutions ambiantes ou d'une ressource commune (e.g., un aquifère). Cette question a été abordée dans le cas des résistances aux pesticides et des résistances variétales, d'un point de vue essentiellement théorique (e.g., Ambec et Desquilbet, 2012). La question de la mesure de l'influence de la diversité des paysages (mais pas celle de sa gestion à des fins de protection des cultures) sur les rendements et les utilisations de pesticides commence à être envisagée d'un point de vue empirique.

2.1.4. Facteurs influençant la diversité temporelle des cultures

Analyser la décision d'assoler ou non une culture comme une simple décision d'allocation des terres à une culture s'inscrit dans le cadre d'une analyse statique des décisions d'assolement des agriculteurs. Ce cadre d'analyse est pertinent pour un agriculteur qui choisit ses assolements dans une logique de court terme, c'est-à-dire en accordant peu de poids aux effets intertemporels des successions culturales induits par ses choix d'assolement « myopes ». Ce cadre d'analyse n'est pas pertinent pour un agriculteur qui, au contraire, choisit ses assolements en tenant compte des effets des successions culturales sur un horizon de temps plus ou moins long. Pour d'autres agriculteurs, le choix d'assoler une nouvelle culture peut même témoigner de leur volonté d'adopter un nouveau système de culture, avec une nouvelle rotation, pour au moins une partie de leurs terres.

On sait peu de choses sur la manière dont les agriculteurs raisonnent leurs choix d'assolement. Il peut s'agir (i) d'un choix d'allocation de leurs terres statique et guidé par une recherche de rentabilité immédiate, (ii) d'un choix associant recherche de rentabilité immédiate et éléments d'optimisation intertemporelle tenant compte des effets des successions culturales ou, encore, (iii) du choix du déploiement de systèmes de culture, ce qui suppose une forme d'engagement sur un certain horizon de temps, avec des changements liés à l'adoption d'un nouveau système de culture. Dans le premier cas, les choix d'assolement sont des choix « statiques » d'allocation de surfaces à des cultures. Dans le second, ces choix sont des choix « dynamiques » d'allocation de surface aux

cultures dans le sens où ils intègrent des considérations futures. Dans le dernier cas, les choix d'assolement relèvent à la fois de choix d'allocation de surface aux cultures et de choix de technologie « intertemporelle », un système de culture pouvant être analysé comme une technologie de production dont la mise en œuvre complète court sur plusieurs années.

La mise en œuvre d'un système de culture implique une forme d'engagement dans le temps qui suppose un contrôle de la cohérence intertemporelle des choix d'assolement qu'il peut être difficile d'assurer (i.e., se contraindre à épargner aujourd'hui et demain pour que l'investissement réalisé conduise à des gains importants après-demain).

Cette diversité temporelle des cultures est une source d'économies de gamme liée à des complémentarités technologiques et/ou agronomiques des rotations culturales.

Des modèles économiques d'optimisation des choix de rotations ou de successions culturales ont été développés dans un cadre d'optimisation dynamique et stochastique (permettant de tenir compte de l'incertitude sur les prix et les rendements futurs à laquelle font face les agriculteurs au moment de leurs choix) pour conduire des analyses théoriques centrées sur certains mécanismes de choix ou/et pour conduire des exercices de simulation ciblés sur différentes combinaisons de cultures dans différentes régions du monde (e.g., El-Nazer and McCarl, 1986 ; Cai *et al.*, 2013 ; Akplogan *et al.*, 2013 ; Dury *et al.*, 2013 ; Salassi *et al.*, 2013 ; Carpentier et Gohin, 2014, 2015 ; Livingston *et al.*, 2015 ; Liu *et al.*, 2016 ; Boyabatli *et al.*, 2019). Quelques analyses économétriques visent à examiner la dynamique des choix d'assolement des agriculteurs, principalement de producteurs américains de maïs et/ou de soja (e.g., Tegene *et al.*, 1988 ; Ozarem *et al.*, 1994 ; Hendricks *et al.*, 2014 ; Ji *et al.*, 2014) ainsi que sur quelques régions européennes (e.g., Thomas, 2003 ; Arnberg et Hansen, 2012 ; Carpentier *et al.*, 2017). La plupart de ces articles tendent à montrer que les effets des successions culturales sont pris en compte par les agriculteurs, sans être toutefois les principaux déterminants de leurs choix d'assolement. Cependant les modèles considérés dans ces études sont généralement très simplifiés, ce qui limite la portée des résultats qui en sont issus. Par exemple, Tegene *et al.* (1988) et Ozarem et Miranowski (1994) agrègent les effets des successions culturales en un indice. Ils se concentrent également sur les effets sur les rendements, tout comme Ji *et al.* (2014) et Hendricks *et al.* (2014). Thomas (2003) se concentre sur la gestion de l'azote.

La plupart des travaux d'économie sur les effets des rotations ou des successions culturales ne tiennent compte que des effets des précédents culturaux. Certains supposent que les agriculteurs cherchent à utiliser des rotations types (El-Nazer et McCarl, 1986) alors que d'autres, les plus récents, supposent que les choix des agriculteurs sont plus adaptatifs (Akplogan *et al.*, 2013 ; Dury *et al.*, 2013 ; Salassi *et al.*, 2013 ; Boyabatli *et al.*, 2019). Certains travaux posent des contraintes, de manière plus ou moins fruste, sur les délais de retours des cultures sur les parcelles (Liu *et al.*, 2016), ce qui permet de tenir compte d'effets qui vont au-delà de simples effets des précédents culturaux.

De fait, très peu de travaux économiques sur les rotations ou des successions culturales considèrent les effets « systèmes de culture » des rotations ou des successions culturales. Diversifier les rotations de cultures vise à modifier l'état de l'agroécosystème de sorte à stimuler sa production de services écosystémiques "intrants"⁸, via des améliorations des propriétés du sol et/ou des diminutions des pressions de bioagresseurs. Il s'agit de faire passer l'agroécosystème d'un état écologique très simplifié peu générateur de services écosystémiques à un équilibre très favorable à la production de services écosystémiques (e.g., Davis *et al.*, 2012 ; Duru *et al.*, 2015). Ces effets « système de culture » ne peuvent se résumer en une simple somme d'effets précédents, ne serait-ce que parce que les effets précédents dépendent des systèmes dans lesquels ils sont mesurés. Par exemple, on s'attend à ce que les effets « break crop »⁹ soient plus significatifs dans les systèmes de culture simplifiés, caractérisés par des pressions phytosanitaires élevées, que dans des systèmes diversifiés.

Très peu de travaux considèrent en détail les utilisations d'intrants en lien avec les choix d'assolement (Hennessy, 2006 ; Carpentier *et al.*, 2017 ; Sodjahin *et al.*, 2020), à l'exception des travaux qui se concentrent sur les surplus d'azote fixés par les légumineuses pour les cultures suivantes (e.g., Kennedy, 1981, 1986 ; Thomas, 2003).

Peu de travaux considèrent ces effets système de culture, tout au moins eu égard à l'importance de ces effets en agroécologie. Nombre d'agronomes (et d'écologues) suggèrent que la diversification des systèmes de culture utilisés dans les pays industrialisés pourrait maintenir, voire accroître, les niveaux de rendement tout en diminuant

⁸ Les services écosystémiques de régulation qui déterminent la production primaire végétale issue des écosystèmes agricoles peuvent être considérés comme des facteurs de production au même titre que l'usage d'intrants exogènes.

⁹ Culture qui n'est pas hôte des mêmes ravageurs que les autres cultures de la rotation.

l'utilisation de pesticides (*via* la stimulation de services écosystémiques de régulation des populations d'ennemis des cultures) et d'engrais chimiques (*via* l'assolement de légumineuses) dans une démarche d'agroécologie (*e.g.*, Ikerd, 1993 ; Malézieux *et al.*, 2009 ; Lin, 2011 ; Davis *et al.*, 2012 ; Kremen *et al.*, 2012 ; Kremen et Miles, 2012 ; Meynard *et al.*, 2013 ; Iversen *et al.*, 2014 ; Duru *et al.*, 2015 ; Thiessen *et al.*, 2015 ; Liu *et al.*, 2019).

De fait, il semble que la diversification des cultures permet d'accroître les rendements dans les systèmes économes en intrants, tels que les systèmes d'agriculture biologique des pays développés ou les systèmes de production vivrière des pays en voie de développement (PVD). C'est ce que suggèrent les publications récentes de la FAO pour les systèmes vivriers des PVD (FAO, 2018 ; Maggio *et al.*, 2018) et le constat selon lequel les rotations en agriculture biologique sont souvent plus diversifiées que celles en production conventionnelle. En revanche, il reste à examiner les effets de la diversification des systèmes de culture spécialisés employés dans les pays industrialisés. En particulier, est-ce que la diversification des rotations permet de réduire la protection chimique des cultures tout en maintenant des objectifs de rendements élevés ? Il y a eu des essais au Canada et en Iowa avec des résultats intéressants, dans des agroécosystèmes spécifiques (prairies semi-arides au Canada) ou sur des systèmes de culture maïs-soja peu présents dans le contexte français (Zentner *et al.*, 2002, 2011 ; Davis *et al.*, 2012 ; Smith *et al.*, 2013).

2.1.5. Analyse des déterminants de l'utilisation des pesticides

L'analyse de la littérature montre que la question de l'utilisation des pesticides a été peu abordée dans la littérature agronomique sous l'angle de ses « déterminants » mais plus sous l'angle des performances des cultures sous l'effet des pesticides (comparaisons expérimentales des rendements avec/sans pesticides ou selon différentes modalités d'applications (dates, dose, etc.)¹⁰. Cette question a été beaucoup plus analysée en économie, comme l'illustrent les revues de littérature régulières publiées sur le sujet (*e.g.*, Fernandez-Cornejo *et al.*, 1998 ; Carpentier *et al.*, 2005 ; Sexton *et al.*, 2007 ; Skevas *et al.*, 2013 ; Frisvold, 2019).

2.1.5.1. Les pesticides : des intrants réducteurs de risque de production ?

Depuis l'étude séminale de Feder (1979), une grande partie de la littérature économique analyse l'usage de pesticides en lien avec le risque. En d'autres termes, comment les pesticides agissent sur la distribution des rendements par exemple. A l'aide d'un modèle théorique, Feder (1979) analyse la décision d'un agriculteur averse au risque qui choisit la quantité optimale de pesticides qui lui permet de maximiser l'utilité de son profit. Dans ce modèle, la quantité x de pesticides utilisée détruit $k\%$ de la population N de ravageurs avec un dommage marginal (par ravageur) désigné par la variable δ . L'analyse de l'impact de la quantité de pesticides utilisée en présence d'un aléa portant sur chacune des variables (la population de ravageurs N , le dommage marginal δ et l'efficacité du pesticide utilisé k) montre que, face à un risque sur chacune de ces variables, les pesticides sont utilisés comme des assurances. Ce sont des intrants réducteurs de risque.

Une branche de la littérature économique a adopté ce type d'approche en proposant des spécifications de fonctions de production incluant un lien entre la quantité de pesticides utilisée et, à la fois, la moyenne et la variance des rendements (Just et Pope, 1978). Sur le plan empirique cependant, la question de l'impact des pesticides sur le risque de production a fait l'objet de travaux qui ne donnent pas des résultats univoques. Certaines études trouvent un effet négatif des pesticides sur le risque de production (effet réducteur de risque) (Di Falco et Chavas, 2006 ; Koundouri *et al.*, 2009) tandis que d'autres montrent que les pesticides augmentent le risque de production (Serra *et al.*, 2006 ; Serra *et al.*, 2008b). Cette relation positive sera discutée ci-dessous. En ce qui concerne la France, les estimations à partir des données du RICA¹¹, et en particulier celles de la Meuse (blé, orge et colza, 1993-2010), montrent que les pesticides réduisent de façon significative le risque de production avec un caractère plus marqué pour une culture plus intensive en pesticides telle que le colza (Bougherara *et al.*, 2014).

¹⁰ Une autre question abordée dans la littérature agronomique est celle de la comparaison des performances agronomiques des systèmes en Agriculture Biologique bio avec les systèmes conventionnels.

¹¹ Le Réseau d'information comptable agricole, une base qui regroupe des données comptables et technico-économiques en vue de l'analyse de la diversité des revenus et de leur formation, de diagnostics économiques et financiers des exploitations agricoles en France.

Ces résultats contrastés peuvent s'expliquer par la combinaison de plusieurs risques. Horowitz et Lichtenberg (1994) montrent que si le seul risque présent est le risque associé aux bioagresseurs, alors les pesticides réduisent le risque de production. Mais, si on ajoute le risque climatique et que celui-ci est positivement corrélé au risque associé aux bioagresseurs, alors les pesticides augmenteront le risque de production : en effet, les pesticides seront particulièrement productifs les années où le climat est à la fois favorable aux cultures et aux bioagresseurs. Ainsi, la variabilité des rendements entre les années favorables et défavorables va augmenter. Utilisant un cadre similaire sur un échantillon d'exploitations suisses, Möhring *et al.* (2020b) montrent que l'effet des pesticides sur le risque de production dépend aussi de l'indicateur choisi pour mesurer les quantités de pesticides. Lorsque les auteurs utilisent un indicateur de quantité de pesticides (herbicides et fongicides), celui-ci est positivement corrélé à la variance des rendements. Mais, lorsque les auteurs utilisent un indicateur qui prend en compte non seulement la quantité mais également leur toxicité, ils trouvent que les herbicides diminuent la variance des rendements tandis que les fongicides l'augmentent. Selon le premier indicateur, un producteur averse au risque aura tendance à utiliser moins d'herbicide pour ne pas augmenter la variance des rendements ; mais, selon le second indicateur, il se tournera vers des substances plus toxiques qui diminuent la variance des rendements.

Enfin, une autre façon de déterminer la nature des pesticides (réduisant ou augmentant le risque) est d'examiner la littérature sur l'impact de l'assurance sur l'usage de pesticides. En effet, si les pesticides augmentent (respectivement, diminuent) le risque, pesticides et assurance seront des compléments (respectivement, des substituts). La littérature indique un impact négatif, mais très limité, de l'assurance sur la quantité de pesticides utilisés (Quiggin *et al.*, 1993 ; Goodwin *et al.*, 2004 ; Smith et Goodwin, 1996 ; Goodwin et Smith, 2003), suggérant que les pesticides et l'assurance sont des substituts. Les pesticides réduiraient donc le risque mais de manière limitée.

2.1.5.2. Productivité des pesticides

La productivité marginale des pesticides correspond à au gain de rendement apporté par la dernière unité de pesticides utilisée. La productivité marginale moyenne (sur la distribution des pressions phytosanitaires) des pesticides est considérée comme positive et décroissante car l'utilisation des pesticides permet d'accroître les rendements moyens mais à un rythme décroissant avec la quantité de pesticides appliqués. Cette notion/mesure est souvent utilisée pour examiner si les agriculteurs ont tendance à utiliser les pesticides en-deçà ou au-delà du niveau qui maximise la marge espérée. Les résultats, qui sont à mettre en relation avec ceux obtenus sur l'aversion au risque, sont mitigés (voir Carpentier et Reboud (2018) et la revue de littérature récente de Frisvold (2019)), avec des études montrant des sur-utilisations, des sous-utilisations ou des utilisations optimales au sens de la marge maximale espérée. Il est difficile d'expliquer l'hétérogénéité de ces résultats, cette dernière pouvant être due à des différences de contextes agronomiques ou économiques, mais également à des problèmes méthodologiques.

En particulier, les effets des intrants sur les rendements peuvent toujours être formalisés sous la forme d'une fonction de production, mais les méthodes statistiques à utiliser pour estimer cette fonction de production dépendent de la nature des données utilisées. Les techniques de régression sont pertinentes si les choix d'intrants sont fixés *a priori*, par un protocole expérimental par exemple. D'autres techniques sont nécessaires lorsque les utilisations d'intrants sont adaptées aux conditions prévalant dans les parcelles (*e.g.*, pressions phytosanitaires pour les pesticides, stress hydrique pour l'irrigation), comme dans le cas de données d'observations de choix d'agriculteurs. Les estimateurs issus des techniques de régression peuvent être sévèrement biaisés dans ce second cas. Cela correspond au biais d'endogénéité des choix d'intrants dans les fonctions de production (Frisvold, 2019)¹². De fait, il existe de nombreux facteurs inobservés potentiellement confondants (*e.g.*, technicité de l'agriculteur, pressions phytosanitaires) qui impactent à la fois les niveaux de rendements et d'utilisation de pesticides et dont les effets sont captés dans les mesures statistiques des effets des pesticides sur les rendements. Par exemple, une forte pression phytosanitaire tend à augmenter les utilisations de pesticides et à réduire les rendements, entraînant une corrélation négative entre les niveaux de rendement et d'utilisation de pesticides. Ne pas contrôler les niveaux de pression phytosanitaire peut ainsi

¹² Bien qu'ils aient été mis en évidence et analysés dès le milieu des années 1960 (Mundlak, 1961, Zellner *et al.*, 1966), les problèmes soulevés par l'estimation de fonctions de production à partir de données de choix de production de firmes ou de fermes continuent de générer une littérature abondante (*e.g.*, Akerberg *et al.*, 2015).

conduire à sous-estimer la productivité des pesticides¹³. Tenir compte de ce type de problème s'avère donc important pour exploiter des données telles que celles issues de réseaux d'agriculteurs (*e.g.*, les données AgroSyst collectées auprès du réseau DEPHY).

2.1.5.3. Élasticité prix des pesticides, et dépendance des pratiques de production vis-à-vis de la protection chimique

Les économistes tendent à mettre en avant les propriétés des taxes incitatives pour réduire l'utilisation des pesticides (*e.g.*, Oskam *et al.*, 1992, 1997 ; Lichtenberg, 2004 ; Carpentier *et al.*, 2005 ; Böcker et Finger, 2016 ; Finger *et al.*, 2017 ; Pedersen *et al.*, 2020). L'efficacité de cette taxation dépend de la réaction des utilisations des pesticides à une hausse de leur prix, ce que mesure le concept d'élasticité prix des pesticides (exprimant la baisse en % de l'utilisation des pesticides lorsque leur prix augmente de 1%). Les synthèses de Skevas *et al.* (2013) ou Böcker et Finger (2017) sur les élasticités prix des pesticides, estimées par les économètres, tendent à montrer que les utilisations de pesticides réagissent peu à des variations de leur prix.

Ce résultat est souvent expliqué par deux propriétés des pesticides : leur capacité attendue à réduire l'aléa des rendements (par suppression des aléas phytosanitaires) et le fait que leur effet sur les rendements décroît très vite lorsque leur utilisation diminue (*e.g.*, Lichtenberg et Zilberman, 1986). Ces explications sont peu convaincantes : la première suppose que les agriculteurs sont très averses au risque et que les aléas phytosanitaires sont les aléas majeurs de la production ce qui est loin d'être toujours le cas (*e.g.*, Carpentier et Reboud, 2018, 2019) alors que les examens empiriques de la seconde donnent des résultats mixtes (*e.g.*, Fernandez-Cornejo *et al.*, 1998 ; Frisvold, 2019).

Deux autres types d'explication peuvent être avancées pour expliquer les faibles élasticités prix estimées des pesticides.

Les prix des pesticides varient peu d'une exploitation à l'autre et ont peu varié au cours des deux ou trois dernières décennies en comparaison des prix des cultures et des autres intrants. Ceci implique qu'il est a priori difficile d'estimer comment les utilisations de pesticides s'adaptent aux variations des prix des pesticides, faute de variations de ces derniers. Néanmoins, la portée de cet argument est remise en cause par le fait que le prix des cultures a connu des variations importantes au cours des dernières décennies. Une baisse des prix des grains a, en principe, des effets similaires à des hausses de prix des intrants sur les demandes de ces intrants. Or les faibles prix des grains observés entre le milieu des années 1990 et le milieu des années 2000 n'ont pas conduit à des baisses très significatives des utilisations des pesticides ou des engrais au cours de ces années. De fait, cette observation est cohérente avec des faibles élasticités prix des utilisations des pesticides des agriculteurs.

Une faible élasticité prix des utilisations de pesticides est cohérente avec une forte dépendance des pratiques de production agricoles vis-à-vis des pesticides. De fait, les demandes de pesticides seraient réactives à des évolutions de leurs prix si (a) les utilisations de pesticides affectent peu le revenu des agriculteurs à technologie donnée, (b) les pesticides ont des substituts proches et de coûts équivalents au sein de la technologie de production considérée ou/et (c) les agriculteurs peuvent changer de technologie de production vers des technologies plus ou moins dépendantes de l'utilisation de pesticides, en fonction du prix de ces derniers, sans modification importante de leur revenu.

Les conditions (a) et (b) ne sont pas vérifiées pour les itinéraires techniques (ITK) conventionnels utilisés par les producteurs de grandes cultures (Carpentier et Weaver, 1997 ; Carpentier et Reboud 2018, 2019), qui plus est lorsque ces ITK sont mis en œuvre dans le cadre de systèmes de production spécialisés. Les techniques de ces ITK visant à accroître le rendement potentiel des cultures (semis denses et précoces, variétés choisies sur leurs traits de productivité, fertilisation élevée) tendent à accroître les pressions phytosanitaires auxquelles sont exposées les cultures (Meynard, 1991). Les pesticides chimiques sont les seuls moyens d'atteindre des niveaux de protection très élevés, qui plus est à coûts relativement modestes et selon des modalités relativement simples à mettre en œuvre (Aubertot *et al.*, 2005).

La condition (c) semble ne pas être satisfaite non plus, tout au moins en France (et sans considérer les conversions à l'agriculture biologique). Par exemple, des travaux récents menés par Devilliers (2021) tendent à montrer que les choix d'ITK des producteurs de blé de la Marne sont réactifs au contexte économique, avec des choix d'ITK

¹³ Cet exemple est employé par Frisvold (2019) dans sa critique de certains des résultats présentés par Lechenet *et al.* (2017).

cohérents avec les prédictions de la théorie économique, mais relativement rigides au cours du temps¹⁴. De fait, les résultats de Devilliers (2021) tendent à montrer que relativement peu d'agriculteurs consentent à changer d'ITK et que, lorsqu'ils le font, cela est relativement lentement. Les modifications d'utilisations d'intrants, de pesticides et d'engrais en particulier, sont difficiles au sein d'un ITK donné. Les ITK sont définis de manière cohérente pour atteindre un niveau de rendement donné, sortir des intervalles d'utilisations d'intrants respectant cette cohérence peut être très pénalisant pour les niveaux de rendements ou/et de marge obtenus *in fine*. Aussi, les principales modifications d'utilisation de pesticides ont lieu à l'occasion de changements d'ITK.

2.1.5.4. Limites des analyses économiques de l'utilisation des pesticides et tendances récentes

De manière générale, les travaux économiques qui abordent la question de l'utilisation des pesticides font très peu référence aux déterminants agronomiques et à des notions telles que les ITK ou les systèmes de cultures pour analyser les utilisations de pesticides. Ces dernières sont analysées culture par culture, et lorsque qu'il est question de pratiques agricoles, il s'agit essentiellement des techniques de la protection intégrée des cultures (*e.g.*, Fernandez-Cornejo et Jans, 1999), des variétés OGM (voir, *e.g.*, Fernandez-Cornejo et McBride, 2002, et les références ci-dessus) et/ou de l'agriculture de précision (*e.g.*, Schimmelpfennig, 2018 ; Schimmelpfennig et Ebel, 2016). Ainsi, les aspects « diversification » et « utilisation des pesticides » sont rarement étudiés ensemble.

De même, il y a peu de travaux sur l'évolution de long terme de l'utilisation des pesticides. La littérature évoque beaucoup la spécialisation des systèmes de production et la concentration des bassins de production de grandes cultures (*e.g.*, Meynard *et al.*, 2013), mais les preuves empiriques sont très sporadiques (*e.g.*, Fuzeau *et al.*, 2012 ; Schott *et al.*, 2010 ; Ben Arfa *et al.*, 2009 ; Charrier *et al.*, 2013). La dissociation entre cultures et élevages et la concentration des bassins d'élevage, sur le plus ou moins long terme, est bien mieux documentée (Chatellier et Gaigné, 2012).

Il semble cependant y avoir un intérêt croissant pour la question des pesticides dans la littérature récente. La littérature économique produit régulièrement des travaux sur des aspects spécifiques de l'utilisation des pesticides, en pointant le fait qu'il serait souhaitable de réduire leur usage, mais en abordant généralement la question sous un angle ayant un intérêt académique (gestion des risques, modélisation économétrique, *etc.*).

Peu de pays incitent autant à la réduction de l'usage des pesticides que la France, en dehors de la Suisse. Ce constat peut expliquer que les économistes agricoles européens s'intéressent peu à cette question, hormis le groupe de Robert Finger à l'ETH de Zurich qui est très actif sur les pesticides depuis quelques années.

La proposition du *European Green Deal* devrait stimuler les travaux des économistes européens sur la question de la réduction de l'utilisation des pesticides. Ceci dit, il est probable que les économistes agricoles européens travaillent moins sur des questions d'agronomie que de technologie, en lien avec la substitution entre herbicides et travail du sol pour le désherbage (*e.g.*, Böcker *et al.*, 2018 ; Carpentier *et al.*, 2020) et l'agriculture de précision pour tenter d'ajuster au mieux l'utilisation d'intrants chimiques (*e.g.*, Walter *et al.*, 2017 ; Schimmelpfennig, 2018 ; Schimmelpfennig et Ebel, 2016 ; Finger *et al.*, 2019 ; Möhring *et al.*, 2020a).

Les économistes agricoles américains s'intéressent au problème de la substitution entre herbicides et travail du sol (*e.g.*, Knowler et Bradshaw, 2007 ; Fernandez-Cornejo *et al.*, 2005, 2012 ; Perry *et al.*, 2016b ; Swinton et Van Deynze, 2017), entre OGM et pesticides (*e.g.*, Perry *et al.*, 2016a) et de plus en plus aux problèmes soulevés par les résistances au glyphosate (*e.g.*, Livingston *et al.*, 2015 ; Bonny, 2016 ; Davis et Frisvold, 2017 ; Wechsler *et al.*, 2018) et aux OGM (*e.g.*, Hurley, 2016).

Même si l'UE refuse les OGM, ces travaux sont intéressants pour analyser (a) les effets de la réduction du travail du sol observée en France en grandes cultures (Carpentier *et al.*, 2020), en lien avec l'utilisation des herbicides, et (b) les limites du « tout génétique » pour réduire l'utilisation des pesticides, en lien avec les pressions de sélection et l'érosion des résistances variétales.

¹⁴ La Marne est un terrain d'étude intéressant dans la mesure où les ITK dits à bas niveaux d'intrants et variétés de blé rustiques y ont été testés dans les années 90 (Loyce et Meynard, 1997 ; Loyce *et al.*, 2008, 2012 ; Larédo et Hocdé, 2014). D'après les résultats de Devilliers (2021), l'utilisation de ces ITK a progressé de la fin des années 90 jusqu'à l'explosion des prix des grains en 2007, avec un taux d'adoption croissant de 5 à 12% entre 1999 et 2007, puis a progressivement diminué, jusqu'à un taux d'adoption de 4% en 2014. De la même manière, 20% des agriculteurs sont passés d'un ITK « à haut rendement » à un ITK « à très haut rendement » entre 2007 et 2014.

2.1.6. Conclusion de section

L'exploitation agricole est le niveau d'organisation socio-technico-économique auquel s'opèrent les choix de cultures, mais aussi les choix relatifs à leur protection. L'agriculteur y met en place une stratégie d'assolement (agencement de la diversité des cultures dans l'espace) et de rotation (agencement de la diversité de cultures dans le temps), en lien avec des choix de fertilisation et de protection des cultures.

Ces décisions sont prises en fonction de déterminants économiques (rentabilité, disponibilité et allocation de facteurs de production, débouchés), et non économiques (préférences environnementales, connaissances, normes sociales). Elles sont également influencées par des caractéristiques biophysiques et agronomiques spécifiques à l'exploitation et qui induisent des contraintes. Ces contraintes peuvent être liées à la topographie, aux conditions pédoclimatiques locales mais aussi aux conditions créées par la culture précédente, et elles varient suivant la sensibilité des espèces à cultiver. Ces contraintes sont aussi liées à des besoins de complémentarité entre ateliers de l'exploitation (par exemple, alimentation des troupeaux en cultures fourragères). La prise en compte de ces déterminants et contraintes est modulée d'un agriculteur à l'autre en fonction de son degré d'aversion au risque.

Les agriculteurs choisissent les cultures qu'ils produisent, leurs assolements et leurs utilisations d'intrants variables (*e.g.*, pesticides, engrais, semences, travail salarié) et fixes (*e.g.*, machines, bâtiments, terre, travail familial) de sorte prioritairement à générer des bénéfices économiques, tout en cherchant à limiter le caractère aléatoire de ces bénéfices. Certains déterminants vont favoriser la diversification, comme l'existence d'économies de gamme, qui correspondent à des complémentarités entre cultures ou ateliers au niveau de l'exploitation, et l'aversion au risque, car un assolement plus diversifié sera moins sensible aux aléas climatiques et phytosanitaires. Au contraire, d'autres déterminants vont freiner la diversification, comme l'existence d'économies d'échelle qui impliquent une réduction des coûts unitaires de production lorsque les volumes produits d'une même culture augmentent, ainsi qu'une diminution de la complexité de la gestion de l'exploitation. Les facteurs fixes et quasi-fixes limitent également les possibilités de diversification (organisation du travail et de l'utilisation du matériel, immobilisation foncière des cultures pérennes, autonomie alimentaire dans les élevages), bien qu'en maraîchage la présence d'abris ou de serres permette parfois plus de flexibilité dans le choix des espèces en contrôlant mieux les conditions de culture. D'un point de vue temporel, toutes les successions de cultures ne sont évidemment pas agronomiquement possibles. De même, toutes les parcelles ne sont pas aptes à l'implantation, au développement et/ou à la gestion de toutes les cultures : distance au siège, taille et forme des parcelles, caractéristiques biophysiques de la parcelle, jouent sur les possibilités de diversification. C'est la raison de la grande complexité de la prise de décision pour la diversification des cultures, qui embarque à la fois des dimensions agronomiques (avec des contraintes biophysiques), économiques et organisationnelles, à des pas de temps et des échelles spatiales variées.

Enfin, en termes de protection des cultures, les agriculteurs ont majoritairement recours aux pesticides dans leurs stratégies de lutte contre les bioagresseurs (voir Chapitre 1), car ces pesticides sont perçus comme des intrants réducteurs de risque et que leur coût est très faible par rapport aux gains qu'ils permettent en termes de production. Le prix des pesticides varie peu au cours du temps mais le ratio entre le prix de vente des productions agricoles et le prix d'achat des pesticides lui varie de façon plus importante, du fait de la fluctuation des prix agricoles. Plus ce ratio est élevé, plus les agriculteurs mettent en place des stratégies mobilisant les pesticides pour atteindre des rendements maximums. Ainsi, des modes de protection des cultures basés sur des alternatives aux pesticides ont plus de chance d'être mis en place dans un contexte de prix agricoles bas, ou sur des terres au potentiel de rendement plus faible. De plus, l'utilisation des pesticides est peu sensible aux variations de leur coût. Pour désinciter leur usage, il faudrait donc mettre en place des taxations très fortes ou des interdictions.

Les décisions d'un agriculteur sont influencées par ses relations avec les acteurs de l'amont et de l'aval des filières qui, *via* leur fourniture d'intrants et leur offre de débouchés soumis à des contraintes en quantité ou en qualité, peuvent conditionner ses possibilités de diversification. La manière dont ces décisions individuelles sont influencées par la structure et le fonctionnement des filières est discutée dans la section 2.2.

Les décisions individuelles sont également influencées par le contexte social et la réglementation. La manière dont ces décisions individuelles interagissent avec les enjeux collectifs et les régulations publiques est présentée dans la section 2.3.

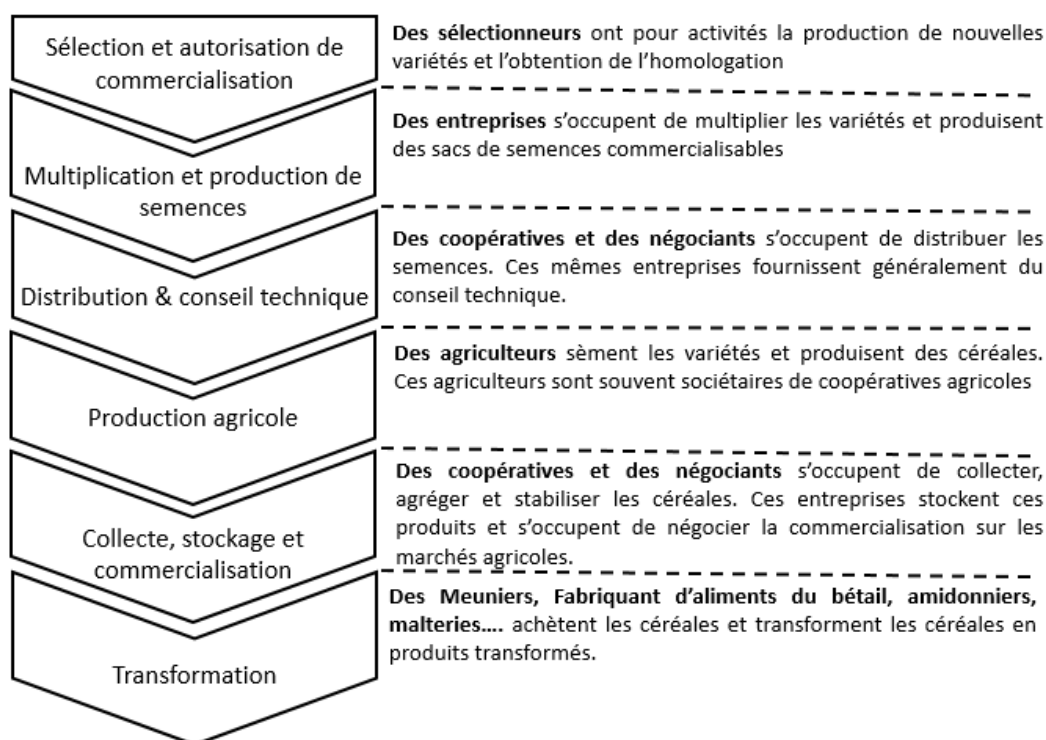
2.2. Influence des filières sur les décisions de l'exploitation

Auteurs principaux : Mourad Hannachi, Stéphane Lemarié, Mireille Navarrete

Co-auteurs : Pierre Labarthe, Frédéric Goulet,

La structure organisationnelle d'une filière est définie par l'ensemble des liens entre les opérateurs qui constituent cette filière (cf. Figure 2-4, pour un exemple de liens entre opérateurs au sein des filières céréalières). Cette structure contribue fortement à la définition des règles du partage de la valeur ajoutée entre l'amont et l'aval et peut donc éclairer la trajectoire et l'inertie d'une filière. La coordination entre les différents acteurs de la filière peut être appréhendée par le degré d'intégration verticale de la filière. L'intégration verticale est une notion qui porte sur la force du lien entre un client et son fournisseur dans la chaîne des activités de la filière. Ainsi, ce degré d'intégration évalue si les activités sont réalisées par des opérateurs de manière indépendante du lien au client ou au fournisseur, ou dépendant de liens spécifiques (liens financiers, liens contractuels...).

Figure 2-4. L'organisation des filières agricoles, l'exemple des filières céréalières.



Les filières agricoles sont, relativement à d'autres secteurs, peu intégrées (Ménard et Klein, 2004), c'est à dire qu'elles se composent d'une diversité d'acteurs opérant à des niveaux distincts et en charge de processus particuliers dans la chaîne de processus que représente la filière. Dans de telles configurations de filières peu intégrées ou sans lien fort d'intégration, il y a un enjeu de coordination et d'ajustement des différents niveaux de la filière avec la multiplicité d'agriculteurs producteurs afin que la demande en aval et la production des agriculteurs se rencontrent pour répondre aux besoins de la société en quantité et en qualité des produits.

2.2.1. Le développement et la fourniture d'intrants et d'équipements en amont de la filière

Une grande partie de cette section porte sur la fourniture d'intrants en amont de l'activité de production agricole. Parmi l'ensemble des intrants agricoles, nous nous concentrons ici sur les semences, les pesticides et les engrais. Pour les deux premières catégories d'intrants, il existe de fréquentes innovations qui conduisent à un renouvellement régulier des produits. Les marchés des semences et des pesticides sont très segmentés avec une spécificité importante des produits pour des usages particuliers. Pour ce qui concerne les semences, le marché est segmenté par espèce, par adaptation à des grands types de milieux et, le cas échéant, à des débouchés spécifiques (frais / transformation, haute teneur en certains composants, etc.). Pour ce qui concerne les pesticides, le marché est segmenté par grands types de bioagresseurs (ex. insecticides, fongicides, herbicides, molluscides, nématicides, etc.) du fait de la réglementation (Autorisation de Mise sur le Marché). À l'inverse, les engrais sont des produits dont la composition chimique assez générique autorise une large gamme d'utilisation pour chacun, d'où des marchés peu segmentés. Les efforts de R&D dans ce domaine sont très limités¹⁵. L'analyse qui est faite ici portera principalement sur les semences et les pesticides, qui ont un lien direct avec le thème de l'ESCO.

Jusqu'ici, nous nous sommes intéressés aux déterminants des choix des agriculteurs. Pour faire le lien avec la section précédente, nous présentons dans un premier temps les variables prises en compte par les agriculteurs dans leurs choix des semences et pesticides, et qui vont donc déterminer en partie la production réalisée par l'agriculteur. Nous expliquerons ensuite les principaux facteurs qui déterminent ces variables, en considérant la recherche et le développement d'une part, et la production et distribution de ces deux types d'intrants d'autre part. Dans une troisième partie, nous discutons des différents schémas d'intégration entre ces activités et leurs effets sur la fourniture de ces intrants. L'analyse est donc faite ici en considérant comme données l'organisation et les réglementations actuelles¹⁶. Nous présentons enfin le développement et la fourniture d'équipement agricole, qui sont le fait d'acteurs différents de ceux contribuant à l'offre de semences et de pesticides.

2.2.1.1. Les caractéristiques des semences et pesticides prises en compte par les agriculteurs

Le choix de l'agriculteur concernant les semences et les pesticides porte sur le choix du produit et de la quantité utilisée. On s'intéressera ici principalement au choix du produit, les choix de quantité appliquée par unité de surface (densité de semis ou plantation) s'opérant dans des fourchettes relativement restreintes¹⁷. Le choix de produit dépend principalement de trois variables caractéristiques : leur **disponibilité**, leur **performance** et leur **prix**. Les travaux économétriques sur l'analyse des choix de produits par les agriculteurs ou des parts de marché de ces produits au niveau agrégé montrent que le prix et les caractéristiques déterminant la performance des produits ont des effets significatifs ; voir Ciliberto *et al.* (2019), Useche *et al.* (2009) pour le cas des semences OGM aux États-Unis ; pour le contexte français, voir Lemarié (2000) pour le cas des semences de maïs et Fadhuile-Crépy (2014) pour le cas des pesticides. En revanche, peu d'analyses empiriques ont été faites pour mesurer dans quelle mesure la disponibilité des produits contraint les choix des agriculteurs.

Disponibilité. Un produit peut avoir été développé mais ne pas être disponible pour les agriculteurs principalement pour des raisons de réglementation et secondairement par manque de disponibilité locale. Sur le plan réglementaire, il existe un système d'autorisation de mise sur le marché pour les semences et les pesticides. Dans le cas des semences, cette autorisation est liée à l'inscription des variétés au catalogue commun des variétés des espèces agricoles, qui est valable dans l'ensemble des pays de l'UE dès lors qu'elle est accordée par l'un des pays membres (voir la section 2.4.1.2 sur l'évolution des réglementations en France pour plus de détails). Une variété de semences est généralement adaptée à une zone de production qui se situe dans un pays, voire dans quelques pays. Si une variété a été développée mais n'est pas inscrite au catalogue officiel, il y a peu de chance qu'elle soit commercialisée par ailleurs. La situation est différente dans le cas des pesticides. Les matières actives sont

¹⁵ Selon Fuglie *et al.* (2011), les efforts privés de R&D dans le monde en 2006 sont de 100M\$ pour les engrais alors qu'ils sont 26 fois plus importants pour les pesticides et 23 fois plus importants pour les semences.

¹⁶ Les facteurs, en partie historiques, qui ont conduit à l'organisation et la réglementation actuelles seront présentés dans la section 2.4.

¹⁷ Peu de travaux académiques ont étudié les choix de densité de semis ou de dose de traitement. L'article récent de Perry *et al.* (2022) est une exception.

autorisées au niveau de l'UE et les formulations (produits utilisés par les agriculteurs) le sont au niveau national avec un système de reconnaissance mutuelle entre pays (voir section 2.4.1.2 pour une description de la législation au niveau Français). Il est néanmoins possible qu'un produit ne soit pas autorisé dans l'UE mais le soit en dehors. Enfin, qu'il s'agisse des semences ou des pesticides, les autorisations de mise sur le marché sont accordées pour des durées limitées. Pour les semences, ces durées sont supérieures à la durée de vie des produits sur le marché (généralement inférieure à 10 ans) et il est donc rare d'observer un retrait de produit. Ce n'est pas le cas pour les pesticides pour lesquels de nombreux retraits ont été observés en Europe au cours des dernières décennies (Hillocks, 2012). En résumé, dans le cas des semences, une variété sera autorisée ou ne le sera pas dans toute l'Union européenne. En revanche, dans le cas des pesticides, il est possible d'observer des produits qui sont autorisés uniquement dans certains pays, ou qui ne sont plus autorisés au bout d'un certain temps.

Performance. La performance des semences et pesticides est multi-dimensionnelle. Pour les semences, il s'agit du potentiel de rendement, de l'adaptation au milieu et de la résistance aux stress biotiques (bioagresseurs), des caractères de qualité des produits, etc. Pour les pesticides, la performance est liée à l'efficacité de contrôle pour un ou plusieurs bioagresseurs dans différentes conditions de culture. La performance effective de ces intrants dépendra des conditions de production, liées à la fois au milieu et au climat, mais aussi de la pratique d'application des agriculteurs (date, outils, etc.). Cette performance effective est donc en partie incertaine. L'agriculteur a une connaissance imparfaite de la performance des produits qu'il peut se procurer, en particulier pour les nouveaux produits qui sont introduits sur le marché, produits pour lesquels il peut manquer d'expérience pour optimiser leurs performances agronomiques. On peut se référer, par exemple, à Cameron (1999) pour une analyse empirique sur l'importance de l'apprentissage dans le choix des nouvelles variétés de semence, et à Chavas et Nauges (2020) pour une revue de littérature récente sur l'importance de l'apprentissage dans l'adoption de nouvelles technologies en agriculture. Concernant le manque d'expérience pour optimiser la performance des variétés, le conseil a un effet important sur le choix des agriculteur (voir section 2.4.2 de ce chapitre et Barham *et al.* (2018) pour une analyse du cas des semences OGM aux Etats-Unis). Finalement, les agriculteurs font des choix différents compte tenu de la spécificité de leurs préférences, des conditions des cultures, des caractéristiques des exploitations et des niveaux d'information. Les marchés des semences et des pesticides sont des marchés différenciés à la fois sur la dimension horizontale et verticale¹⁸ (Lemarié, 2000).

Prix. Qu'il s'agisse des semences ou des pesticides, les agriculteurs réalisent leur choix, parmi les produits disponibles, en fonction de la balance entre les gains permis par leur performance et leur coût. La performance théorique des variétés de semence et des produits phytosanitaires est bien documentée, avec une information publique, délivrée notamment par les instituts techniques. Il n'en demeure pas moins que la performance réelle, qui dépend de l'adaptation aux conditions pédo-climatiques locales et au savoir-faire de l'agriculteur, est plus aléatoire. En revanche, peu d'informations et peu d'études ont été réalisées sur les prix des semences et des pesticides, leurs déterminants et leur impact sur les décisions des agriculteurs. Quatre remarques générales peuvent être faites concernant les déterminants des prix de ces produits :

- L'agriculteur achète le plus souvent ses intrants auprès d'un distributeur local. Ce distributeur est généralement la coopérative ou le négociant qui réalise également la collecte de la production. Ceci est bien illustré par Abecassis et Bergez (2009) dans le cas des céréales et Perronne *et al.* (2016) pour le blé tendre. Cette source d'approvisionnement conditionne la disponibilité des produits.
- Le traitement des semences aux pesticides par enrobage est une pratique assez courante, notamment en grandes cultures (Agreste, 2019). Dans ce cas, il y a un surcoût par rapport au prix de la semence non traitée.
- Les variétés de semences et les produits phytosanitaires sont protégés par des droits de propriété intellectuelle (DPI) accordant un pouvoir de marché à leurs détenteurs pendant une durée de l'ordre de 20 ans. Pour les semences, la durée du DPI (le Certificat d'Obtention Végétale - COV) est supérieure à la durée de vie des variétés (généralement inférieure à 10 ans) si bien que l'obteneur de la semence bénéficie de ce droit pendant toute la période de commercialisation de la variété. Ce pouvoir de marché

¹⁸ Les produits sont différenciés lorsqu'ils sont partiellement substituables du fait qu'ils ne sont pas identiques. La différenciation entre deux produits est horizontale si, lorsque ces deux produits ont le même prix, certains consommateurs choisissent l'un alors que d'autres choisissent l'autre. La différenciation horizontale renvoie à des goûts différents de consommateurs (ex : adaptation des variétés à des conditions pédo-climatiques différentes). La différenciation entre deux produits est verticale si, lorsque ces deux produits ont le même prix, tous les produits choisissent le même. La différenciation verticale renvoie généralement à la qualité des produits qui est plus ou moins bien valorisée par des consommateurs. Par exemple, la valorisation d'un pesticide dépend de l'ampleur du problème phytosanitaire auquel l'agriculteur fait face.

conduit à ce que le prix soit supérieur au coût marginal de production¹⁹. Pour les pesticides, les matières actives, protégées par brevets, peuvent avoir une durée de vie assez longue si bien que des versions concurrentes dites génériques peuvent apparaître sur le marché conduisant à une baisse du prix (Hartnell, 1996).

- Une particularité du COV est d'accorder à l'agriculteur le droit d'utiliser les graines issues de sa récolte pour semer la même variété les années suivantes (semences dites "fermières"). Cette pratique a lieu lorsque la performance de la semence autoproduite est assez proche de celle de la semence certifiée achetée auprès d'un distributeur. Pour les grandes cultures, cela concerne principalement les espèces autogames (blé, orge, pois protéagineux) pour lesquelles, approximativement, la moitié des semis sont réalisés en France avec des semences fermières. Du côté de l'offre, cette concurrence des semences fermières réduit très nettement le pouvoir de marché de l'obteneur. Dans ce cas, les marges sur la vente de semences certifiées sont réduites avec des niveaux de prix proches des coûts marginaux de production (Ambec *et al.*, 2008).

2.2.1.2. Les activités de Recherche et Développement (R&D)

Nous nous concentrons ici sur les activités de recherche et développement qui conduisent à l'élaboration de nouveaux produits. Les activités de développement visant à mieux connaître la performance de ces produits dans différentes conditions de production sont discutées plus loin, dans la section 2.2.2.

Les semences et les pesticides sont deux secteurs dans lesquels une part importante de l'activité de R&D est réalisée par des acteurs privés. Les données statistiques permettant de définir la part entre recherche publique et recherche privée sont disparates. En France, l'effort privé en amélioration des plantes était de 395 M€ en 2016 et 363M€ en 2021 (Données GNIS²⁰). On ne dispose pas de données sur l'effort public dans ce domaine. Pour ce qui concerne les Etats-Unis en 2008, selon Fuglie et Toole (2014), l'investissement en recherches sur la production végétale est plus important pour la partie privée (55%) que pour la partie publique (45%). En se focalisant plus particulièrement sur les semences, l'enquête de Frey (1996) basée sur le nombre d'ETP montre une répartition 2/3 (privé) - 1/3 (public). A l'échelle mondiale, pour ce qui concerne les pesticides, la R&D fait l'objet d'investissements très élevés par les firmes leaders de l'agrochimie (Fuglie *et al.*, 2011). Les efforts de recherche publique dans ce domaine ne sont pas documentés, mais on peut observer qu'ils ne portent généralement pas sur le développement de nouvelles matières actives pour créer de nouveaux pesticides.

Qu'il s'agisse des semences ou des pesticides, le positionnement de la recherche publique et de la recherche privée sont complémentaires (Fuglie et Toole (2014). Lefort et Riba (2006) présentent cela pour l'amélioration des plantes en France avec une réflexion sur le positionnement de l'INRA. La recherche publique étant sur des enjeux plus fondamentaux (ex : méthodes de sélection, identification de nouveaux gènes) ou des biens publics (ex : conservation des ressources génétiques, expertise sur les risques) alors que la recherche privée est positionnée sur le développement d'innovations (ex : introgression de gènes de résistance pour produire des variétés commerciales). De nombreuses collaborations entre ces deux types de recherche existent dans les différents pays où ces recherches sont conduites. Pour la recherche agricole, ces collaborations sont étudiées plus en détail par Joly *et al.* (1998) pour le cas de la France, et Fuglie et Schimmelpfennig (2008) et Fuglie et Toole (2014) pour le cas des Etats-Unis.

Pour ce qui concerne les acteurs privés, les deux secteurs des semences et des pesticides sont très intensifs en recherche. En 2009, au niveau mondial, l'intensité²¹ de recherche est de 6.4% pour le secteur des pesticides et 10.5% pour les semences (Fuglie *et al.*, 2011). En France, l'intensité de recherche sur les semences était de 11% en 2021 (données GNIS²²). Qu'il s'agisse des semences ou des pesticides, l'essentiel de la recherche privée est

¹⁹ Voir Alston et Venner (2002) pour une analyse de l'effet du COV aux Etats Unis dans le cas des semences de blé. Pour les céréales à paille, la marge sur la semence certifiée couvre notamment les royalties versées au détenteur du COV de la variété. Dans le contexte français, ces royalties sont identiques pour toutes les variétés et affichées sur le site de la SICASOV (ex: 8.27€/quintal de semence certifiée pour le blé tendre).

²⁰ Source : <https://www.semae.fr/etudes-donnees-statistiques-semences/>, données structurelles.

²¹ L'intensité de recherche est l'investissement annuel en R&D en pourcentage du chiffre d'affaires. Ce montant peut être exprimé à l'échelle d'une entreprise ou de l'ensemble d'un secteur.

²² Source : <https://www.semae.fr/etudes-donnees-statistiques-semences/>, données structurelles.

orienté vers l'innovation de produits. Mises à part les firmes produisant des versions génériques de pesticides, une firme privée ne peut pas, dans ces deux secteurs, se maintenir sur le marché si elle n'introduit pas régulièrement de nouveaux produits. L'activité de R&D des acteurs privés est donc un déterminant majeur de la performance des semences et pesticides utilisés par les agriculteurs.

Cette forte intensité de recherche dans ces deux secteurs est liée à l'existence de droits de propriété intellectuelle (DPI). Ces DPI accordent un monopole à leur détenteur sur la vente des innovations qu'ils développent. Les efforts de R&D sont financés par les royalties ou les marges réalisées sur la vente des produits. Malgré ces efforts de recherche globalement importants, il existe des disparités quant au niveau d'investissement en recherche et au nombre d'innovations par segments de marché. En effet, comme la R&D représente un coût fixe pour les firmes, dès lors que ce coût est assez spécifique par segment de marché (i.e. une espèce pour les semences, un type de bioagresseur pour les pesticides), les firmes investissent plus fortement sur les segments de grande taille. Dans le cas des semences, les programmes d'amélioration des plantes sont spécifiques par espèces et donc une grande part de l'effort de R&D est spécifique à chaque segment de marché. A partir de données françaises sur la période 1989-2012 sur 19 grandes cultures, Charlot *et al.* (2015) montrent que la taille du marché par grande culture a un effet positif significatif sur le nombre de variétés introduites chaque année. Le nombre d'innovations sur les marchés de petite taille sont faibles, conduisant à une situation de marché orphelins.

Dans le cas des pesticides, les recherches sont spécialisées par bioagresseur ou type de bioagresseurs pour ce qui concerne les matières actives. En Europe, les spécialités commerciales vendues aux agriculteurs font l'objet d'autorisations spécifiques par culture. L'évolution des exigences réglementaires européennes au cours des années 1990 a conduit à un nombre important de retrait de matières actives au début des années 2000 (voir Hillocks, 2012, et Martin, 2003, pour le bromure de méthyle). Par ailleurs, même s'il n'existe pas d'étude complète sur les spécialités commerciales, il existe différents cas d'impasses techniques sur des petites cultures liées au manque de molécule active efficace et/ou au désintérêt des firmes phytosanitaires pour des démarches d'homologation qui seraient peu rentables du fait de la taille limitée du marché. **En résumé, qu'il s'agisse des semences ou des pesticides, le nombre d'innovations est inférieur pour les espèces cultivées représentant des marchés de petite taille. Dans le contexte français, Meynard *et al.* (2018) identifient plus particulièrement onze espèces : pois protéagineux, féverole, lupin, pois chiche, luzerne, lin (fibre et graine), montarde, sorgho, chanvre et soja. Selon Meynard *et al.* (2013, 2018), cela constitue un frein important à la diversification des cultures.**

2.2.1.3. Production, distribution et disponibilité des semences et pesticides

Comme nous l'avons indiqué plus haut, il est possible dans certains cas que les agriculteurs soient contraints dans leurs choix de production, compte tenu de problèmes de disponibilité matérielle des semences et pesticides. Ces problèmes sont généralement liés à des contraintes logistiques qui dépendent des contextes spécifiques à chaque type d'intrant et chaque espèce cultivée. Ils ne sont généralement pas liés à des problèmes de maîtrise technique des processus de production. Considérant l'ensemble des espèces végétales étudiées dans cette expertise, l'organisation de la production et de la distribution d'intrants est très différente selon les espèces et intrants considérés. Sans entrer dans le détail de cette organisation pour chaque espèce ou type d'intrant, nous présentons ici les principaux déterminants et les facteurs qui peuvent conduire à des problèmes de disponibilité de ces intrants pour les agriculteurs. Notons que ces activités de production et de distribution d'intrants sont généralement très peu étudiées dans la littérature. La présentation ici s'appuie en grande partie sur la connaissance des auteurs sur les domaines d'activités. Elle mobilise des concepts assez classiques en gestion de la production (Giard, 2003).

Considérons tout d'abord l'activité de production de semences ou de plants. D'une manière générale, les problèmes de disponibilité de produits se posent lorsque la demande pour ce produit ou son rendement en production sont incertains pour l'acteur qui réalise la production, et qu'il est compliqué pour lui d'ajuster le niveau de production lorsqu'il connaît mieux la demande ou le rendement en production. Le stockage peut aider à résoudre ce problème, mais il représente un coût et peut être très contraint, voire impossible dans certaines situations.

Dans le cas des semences et des plants, la demande sur le marché pour une variété donnée résulte de l'agrégation des choix de nombreux agriculteurs. Cette demande est incertaine au moment où le producteur de semences ou de plants doit décider de son niveau de production. Ceci est lié en grande partie aux problèmes de délai et de saisonnalité dans la production. Par exemple, dans le cas des grandes cultures où on a généralement un cycle de production par an, le producteur de semences certifiées doit anticiper la demande pour une variété

donnée 18 mois à l'avance. Dans le cas des plantes pérennes, les pépiniéristes doivent également anticiper longtemps à l'avance car les scions demandent 1 à 2 ans de préparation. En production maraîchère, la date de plantation d'un légume conditionne beaucoup sa date de récolte, il est donc stratégique de disposer des plants à la bonne date. Même si les pépiniéristes produisent par anticipation une gamme de variétés de façon échelonnée, avec ou sans précommande, la disponibilité en plants (francs ou greffés) peut être un facteur limitant, en particulier pour certaines espèces ou variétés peu courantes, et plus encore en agriculture biologique (Boulestreau *et al.*, 2021).

Ces problèmes d'incertitude sur la demande peuvent être palliés en partie lorsqu'il est possible de stocker les produits. Dans ce cas, le producteur peut plus facilement prendre une marge de sécurité dans son plan de production car il sait que le surplus de production pourra être revendu la saison suivante. Ce stockage est généralement possible avec des semences mais pas avec des plants. Ce stockage est néanmoins coûteux car les semences doivent être conservées dans de bonnes conditions et re-testées pour assurer que la qualité respecte toujours les normes pour la certification (les lots ne respectant pas la norme devant être éliminés, ce qui représente une perte) et enfin ces stocks représentent des immobilisations financières qui sont à la charge du producteur.

Dans le cas particulier des semences à très forte valeur ajoutée et pour lesquelles le coût de transport est modéré relativement à la valeur de la semence (par exemple, le maïs), il est possible de mieux gérer les problèmes d'incertitude sur la demande par la production en contre saison dans l'hémisphère sud, qui permet de raccourcir les délais de production (Jones *et al.*, 2002).

Une question importante porte sur le lien entre la disponibilité d'un produit et le volume de vente de ce produit. Cette question se pose en particulier pour les semences destinées à l'agriculture biologique. Rey *et al.* (2013) présentent sur ce point des données dans le contexte français et différents facteurs qui peuvent expliquer le manque de disponibilité d'une semence : coûts de production de la semence supérieurs, connaissances des besoins et attentes des agriculteurs insuffisantes et certaines contraintes réglementaires.

Le problème de gestion de la production dans le cas des pesticides est très peu documenté dans la littérature. Néanmoins, plusieurs arguments généraux laissent penser que les problèmes devraient être moins importants avec ce type de produit en comparaison des semences indiquées précédemment et des produits de biocontrôle qui seront discutés juste après : (i) ces produits peuvent être stockés, même si les conditions pour le stockage sont très strictes ; (ii) ces produits peuvent souvent être utilisés sur plusieurs cultures ce qui permet de lisser les aléas de demande, (iii) ces produits sont peu pondéreux, si bien qu'il est possible de supporter économiquement le coût de transport de longues distances pour pallier les ruptures de stock dans un endroit donné. Malgré cela, on peut s'attendre à ce qu'il y ait des problèmes de disponibilité pour des produits qui répondent à des problèmes phytosanitaires très aléatoires d'une année sur l'autre.

Les produits de biocontrôle soulèvent des problèmes de gestion de production et de logistique beaucoup plus importants en comparaison des pesticides (Bertrand *et al.*, 2020). Comme il s'agit de produits vivants, leur production est contrainte par les capacités de multiplication des organismes. Ces produits ne peuvent pas être stockés, y compris au cours d'une saison, ou ne peuvent l'être que sur des périodes courtes. Un pic de demande conduira nécessairement à un pic de production pour disposer de produits de biocontrôle qui soient au bon stade de développement lorsqu'ils sont utilisés. Enfin, ces produits nécessitent des équipements de production spécifiques si bien que le pic de production est contraint par les capacités de production. Signalons un dernier point : si la molécule active d'un pesticide fonctionne a priori dans tous les lieux d'application, et constitue un produit standardisé, les produits biologiques sont plus sensibles aux conditions écosystémiques et aux interactions entre organismes vivants. Un microorganisme efficace contre un ravageur donné et dans une région donnée ne le sera peut-être pas autant dans une autre région ou sur une autre population du même bioagresseur. Le recours au biocontrôle implique donc une exigence accrue d'adéquation entre bioagresseurs et produits phytosanitaires.

La disponibilité des produits dépend aussi de la stratégie d'approvisionnement des distributeurs et des gammes de produits qu'ils proposent dans leur catalogue. Les données sur ce point sont difficiles à obtenir car il s'agit de données commerciales et aucune publication académique n'a été faite sur cette question. Une étude qualitative sur le cas des semences de blé et de pois en France a été réalisée par Rabenandrasana *et al.* (2020). L'analyse montre que le nombre de produits dans la gamme de chaque distributeur est contraint car chaque produit représente un coût fixe minimum pour assurer sa promotion et gérer le stock dans différents dépôts. Un distributeur privilégiera donc les produits qui correspondent le mieux à la demande générale de l'ensemble de ses clients, dans sa zone de distribution. Sur le cas des semences du blé tendre en France, Perronne *et al.* (2016)

montrent, à partir d'une enquête auprès de distributeurs, qu'un distributeur propose en moyenne 17 variétés en 2015 alors que plus de 200 variétés sont disponibles sur l'ensemble des catalogues des semenciers. L'agriculteur ne peut donc pas disposer de tous les produits commercialisés au niveau national par les firmes amonts. Il est fort probable qu'un produit ne soit pas disponible auprès d'un distributeur local si très peu d'agriculteurs en ont besoin. Cela peut renforcer des mécanismes de spécialisation locales.

En résumé, différents facteurs peuvent expliquer que la disponibilité matérielle d'un des semences et pesticides, à un moment donné, peut poser problème, soit parce que sa production a été insuffisante, soit parce que le distributeur ne le propose pas dans sa gamme de produits. Ces questions ont été très peu étudiées dans la littérature académique. Notons aussi que, dans certains cas, les agriculteurs peuvent développer des solutions pour répondre à ces problèmes. C'est le cas par exemple s'ils peuvent utiliser leur propre semence fermière ou s'ils développent eux-mêmes leur propre variété (semences paysannes)²³. La production de semences fermières n'est possible que dans des cas assez spécifiques (ex : espèces de culture autogames pour les grandes cultures). Dans le cas des semences paysannes, compte tenu des délais pour évaluer les variétés, ceci ne peut résulter que d'un choix sur le moyen/long terme de l'agriculteur (Abdourahman Djama, 2013).

2.2.1.4. L'intégration et la concentration des activités en amont des filières agricoles

Alors que les sections précédentes ont porté sur la présentation des activités et des marchés en amont de l'agriculture, nous nous intéressons ici aux acteurs économiques qui réalisent ces activités en nous focalisant sur les acteurs économiques privés, qui portent généralement l'essentiel de ces activités. Une question économique sous-jacente est celle du pouvoir de marché de ces acteurs, qui va déterminer le partage des bénéfices économiques liés aux innovations sur les intrants entre les différents acteurs de la filière. Rappelons en préalable que le développement des innovations (ex : création de nouvelles variétés, test de ces variétés) génère des coûts fixes, que les acteurs économiques sont prêts à supporter s'ils peuvent tirer un bénéfice suffisant des innovations qu'ils contribuent à développer. En d'autres termes, l'existence d'un certain pouvoir de marché est une condition nécessaire pour que les acteurs puissent couvrir ces coûts fixes. Néanmoins, de fréquents mouvements de fusions et acquisitions ont eu lieu depuis plusieurs décennies, soulevant des interrogations sur le fait que les pouvoirs de marché en amont de la filière agricole puissent être excessifs (Deconinck, 2020).

Avant d'aborder les questions liées aux mouvements de fusions et acquisitions, il est utile en préalable de donner quelques éléments généraux sur la structure industrielle en amont de l'agriculture. Nous nous concentrons ici sur le cas des grandes cultures. D'une manière générale, les activités sont organisées en deux niveaux : la production d'intrants (qui couvre la création de nouveaux produits) et leur distribution. La production d'intrants est conduite en général par des entreprises spécialisées sur un ensemble de produits plus ou moins large avec une présence sur le marché de ces produits au niveau national ou international. On a ainsi des entreprises spécialisées sur certaines semences, d'autres sur certains pesticides, ou biopesticides, etc. (Fuglie *et al.*, 2011). La distribution est réalisée par des entreprises, généralement des coopératives agricoles, qui couvrent une certaine zone géographique et distribuent l'ensemble des intrants nécessaires à la production agricole dans cette zone. Ces acteurs de la distribution conduisent aussi une activité de développement en réalisant des essais agricoles sur ces produits et en apportant une activité de conseil (voir section suivante). Dans le cas des grandes cultures, les acteurs de la distribution d'intrants ont généralement aussi une activité de collecte des produits agricoles.

Les notions de concentration et d'intégration sont importantes pour analyser la structure industrielle. Le terme de concentration renvoie au nombre d'acteurs présents sur un marché donné. On étudie par exemple la concentration sur le marché des semences ou de manière plus fine, sur le marché des semences pour certaines espèces. Le terme d'intégration renvoie au fait qu'un acteur soit présent sur plusieurs activités complémentaires. L'intégration est verticale lorsqu'elle concerne des activités qui se succèdent (ex : la production et la distribution d'un produit) et horizontale lorsqu'elle concerne des productions complémentaires (ex: semences et pesticides).

En France et dans la plupart des pays industrialisés, les activités de production et de distribution sont généralement séparées. Les principaux cas d'intégration sont généralement des cas historiques de coopératives agricoles qui sont remontées vers l'activité de sélection génétique (ex : Limagrain, RAGT). Les principaux mouvements de fusions et acquisitions qui se sont produits au cours des dernières décennies ont conduit à un accroissement de la

²³ Voir section 2.4.1.2 pour une présentation de la réglementation qui encadre ces activités.

concentration sur le marché des semences et des pesticides d'une part, et sur la distribution de ces produits d'autre part. Certaines opérations ont aussi conduit à accroître l'intégration horizontale avec la création de multinationales ayant une position de leader sur ces deux marchés²⁴ (ex : rachat de Monsanto par Bayer).

Une analyse plus fine de la production et du développement des intrants montre que d'autres marchés existent en amont de cette activité. Il s'agit de marchés de technologies qui tendent à se développer avec l'essor des biotechnologies. Très généralement, ces marchés concernent des technologies utilisées en recherche ou des services sur ces technologies. Par exemple, avec le développement de la sélection génomique, les entreprises de semences peuvent avoir recours à des prestataires pour réaliser des opérations de séquençage ou acquérir des équipements (ex : robot séquenceur) auprès de fournisseurs. Les marchés de technologies peuvent aussi couvrir des caractères génétiques qui sont intégrés ensuite dans des semences commerciales. L'exemple type ici est celui des caractères OGM (ex : résistance à un insecte) protégés par brevets et dont les détenteurs peuvent accorder des licences aux entreprises semencières pour intégrer ces caractères dans leur variétés commerciales (Graff *et al.*, 2003). Dans le cas des technologies de recherche, on observe peu d'intégration verticale entre les fournisseurs de ces technologies et leurs utilisateurs. En revanche, dans le cas des caractères OGM, toutes les firmes qui développent ces caractères sont également présentes sur l'activité de sélection classique.

La concentration sur l'ensemble des activités amont a augmenté au cours des dernières décennies. Cela concerne chacune des grandes activités amont : production de semences, production de pesticides et distribution de produits. A titre d'exemple pour le secteur des semences dans son ensemble, Bonny (2017) montre que la part de marché cumulée au niveau mondial des 5 plus grands semenciers est passée de 11% en 1990 à 18% en 2000, puis 43% en 2010 et plus de 50% après les récentes fusions. Compte tenu de la très forte segmentation des marchés, cette mesure globale de la concentration peut cacher une forte hétérogénéité selon les marchés et les cultures considérées (Deconinck, 2019, 2020). A titre d'exemple, en France, la concentration est plus forte pour les potagères en comparaison des grandes cultures, et au sein de ces dernières la concentration est plus forte pour les betteraves (HHI²⁵ de 3353 en 2021) et les oléagineux (HHI de 1980 en 2011) que pour les céréales à paille (HHI de 326 en 2011) (Fugeray-Scarbel et Lemarié, 2013).

Le contrôle de la concentration sur un marché fait partie des missions des autorités de la concurrence. Ces autorités règlementaires peuvent intervenir lors de fusions d'entreprises en interdisant ou en posant des conditions à ces fusions. Elles suivent également de manière régulière l'évolution de la concurrence sur les marchés (ex : identification de pratiques de cartel). Pour ce qui concerne les activités en amont de l'agriculture, les interventions des autorités de la concurrence ont lieu principalement au moment de fusions majeures entre entreprises internationales. A titre d'exemple lors du rachat de Monsanto par Bayer, Bayer a été contraint de céder la plupart de ses activités préalablement détenues sur les semences.

Les enjeux concurrentiels ne se limitent pas à l'analyse de problèmes de concentration. Une intégration croissante des activités peut aussi soulever des problèmes de concurrence. Avec l'intégration verticale, une crainte souvent évoquée est la pratique de forclusion par laquelle une firme intégrée verticalement ne fournit pas certains acteurs indépendants. Par exemple, dans le cas des semences OGM, l'intégration verticale entre le développement de caractères OGM et le développement de semences commerciales aurait pu conduire à ce que certains semenciers indépendants n'aient plus accès aux caractères OGM. Avec l'intégration horizontale, une crainte est de voir apparaître des pratiques de vente liées entre produits complémentaires (ex : semence et pesticides) limitant potentiellement la concurrence sur les marchés de chacun de ces produits. La question de la concentration se pose également sur les portefeuilles d'actifs, comme les brevets. Compte tenu des dépendances entre brevets, des acteurs ayant de larges portefeuilles de brevets peuvent empêcher le développement d'innovations par des acteurs indépendants. Enfin, dans le cas des semences, la concentration des actifs peut aussi être problématique pour ce qui concerne les ressources génétiques, au travers des collections détenues par les entreprises. La question est alors de savoir si cette concentration peut conduire à des problèmes d'accès de la part d'acteurs tiers et, en conséquence, de l'existence d'un risque de dépendance vis à vis de certaines firmes pour développer certaines innovations. D'une manière générale, on trouve assez peu d'intervention de la part des autorités de la concurrence sur ces différents points, soit parce que les problèmes ne se posent pas (ex : peu de pratiques de forclusion sont observées), soit parce que cela concerne des situations futures pour lesquelles il peut être jugé préférable d'intervenir le moment venu.

²⁴ Pour une synthèse récente, voir BASIC (2021)

²⁵ HHI (indice d'Herfindhal) est la somme des carrés des parts de marchés des différents acteurs présents. Cet indice varie entre 0 et 10000, une concentration étant jugée en général excessive quand cet indice dépasse 2500.

2.2.1.5. Le développement et la fourniture d'équipements agricoles

Très peu de travaux académiques ont été conduits sur l'innovation et l'organisation de l'offre dans le domaine des équipements agricoles. Nous nous limitons ici à donner une description générale de l'organisation de ce secteur en soulignant quelques évolutions récentes.

A la différence des intrants agricoles classiques (semences, pesticides, engrais), les équipements agricoles sont des biens durables, si bien que l'organisation du secteur présente certaines similarités avec d'autres secteurs fournissant ce type de bien. Comme pour le secteur automobile, il existe un marché de l'équipement neuf, un marché de l'occasion et un marché des activités d'entretien utilisant notamment des pièces détachées. Une question classique en économie sur les biens durables est l'arbitrage entre la vente et la location. Pour les équipements agricoles, les pratiques de location ou de *leasing* existent mais sont minoritaires. Il est nettement plus fréquent que les agriculteurs achètent leurs équipements plutôt qu'ils ne les louent. En revanche, quand l'équipement est surdimensionné par rapport aux besoins d'une exploitation, on observe fréquemment des pratiques d'achat en commun (au travers notamment des CUMA en France) ou d'achat de services auprès d'entreprises de travaux agricoles (ETA). Le marché des équipements agricoles est très segmenté par grands types, avec des tailles de marché très différentes selon les segments²⁶. Des données économiques très détaillées sur les différents segments de marché en France et en Europe sont disponibles dans les rapports économiques annuels du syndicat français des constructeurs de machines agricoles (AXEMA, 2021). Notons enfin que, pour ce qui concerne la production de matériel agricole, on observe généralement des contraintes de capacité.

Pour les segments de taille importante, on observe une séparation entre une activité de production d'équipements (qui couvre aussi la création de ces équipements) et une activité de distribution. Lorsque ces deux activités sont séparées, on observe certaines exclusivités, les concessionnaires pouvant n'assurer la distribution que de certaines marques. Pour les petits segments de marché, on peut observer une relation commerciale directe entre les producteurs d'équipements et les agriculteurs. Les acteurs de la production ont des tailles différentes selon les segments de marchés sur lesquels ils sont présents. Sur les segments de très grande taille (ex : tracteurs) l'offre est réalisée par de grandes firmes multinationales, les quatre plus grandes représentant 50% du marché mondial des équipements agricoles en 2009 (Fuglie *et al.*, 2011). Sur les marchés de niches correspondant à des besoins assez spécifiques (ex : certains matériels pour cultures horticoles et maraîchères), l'offre est généralement faite par des PME qui peuvent être présentes à l'international. Notons enfin que ce secteur de l'équipement est complètement séparé du secteur des intrants agricoles, tant sur la partie production que sur la partie distribution.

Les acteurs du marché de l'entretien, de la réparation et des équipements d'occasion sont soit les concessionnaires soit les agriculteurs eux-mêmes. De la même manière que certains agriculteurs réalisent eux-mêmes l'entretien de leurs équipements, certains peuvent s'engager dans la production de leur propre matériel agricole. Cette auto-production est faite pour des raisons de coût ou parce que l'agriculteur ne trouve pas le matériel adéquat sur le marché. Certaines associations (ex : atelier paysan) sont actives dans l'accompagnement des agriculteurs pour favoriser l'activité d'auto-production (Salembier *et al.*, 2020).

Les enjeux liés à la sécurité des utilisateurs sont importants pour les équipements. Les normes sur ce point ont eu tendance à se renforcer au cours des dernières décennies. Une évolution récente majeure est la part croissante de l'électronique facilitant la conduite de l'équipement ou le recueil de données (ex : agriculture de précision). Ces différentes évolutions ont conduit à accroître les coûts des équipements.

²⁶ AXEMA (2021) distingue 21 familles de produits couvrant tous les domaines de production agricole. Pour la production végétale, les plus gros segments sont les tracteurs standards et spécialisés (2470 M€), le matériel de travail du sol, semis et fertilisation (675 M€), le matériel de récolte (510 M€), les presses et matériel de fenaison (375 M€), le matériel de transport (285 M€).

2.2.2. Le conseil agricole et l'information sur les intrants agricoles

Dans la littérature économique, la décision d'un agriculteur de ne pas assoler une culture est généralement interprétée comme l'indication d'une solution en coin à zéro²⁷ de son problème de maximisation du profit en ses choix d'assolement (voir, e.g., Koutchadé *et al.*, 2021 pour une brève analyse de cette littérature). Cette interprétation repose sur une hypothèse simplificatrice, qui est que l'agriculteur maîtrise la production de la culture non assolée et serait donc capable de la mettre en œuvre si cela était profitable. Mais assoler une nouvelle culture est plus complexe et passe nécessairement par une phase d'apprentissage, à l'instar de celle précédant l'utilisation maîtrisée d'une nouvelle pratique²⁸. Assoler une nouvelle culture induit une forme de discontinuité dans les choix de production des agriculteurs, qui nécessite de l'information et l'acquisition de connaissances.

Dans leurs prises de décision, les agriculteurs sont guidés par un environnement leur apportant un ensemble d'informations et de conseils. Les évolutions de l'environnement technologique, commercial, économique, réglementaire, ou la volonté des exploitants d'améliorer en permanence leurs systèmes de production, les conduisent à mobiliser diverses sources de conseil. Parmi celles-ci, des acteurs traditionnels comme les Chambres d'Agriculture ont historiquement joué un rôle important dans l'accompagnement des agriculteurs, que ce soit pour l'apport de connaissances ou l'introduction de nouvelles technologies. Organismes consulaires financés par différentes taxes (taxe additionnelle à la taxe sur le foncier non bâti, taxe sur le chiffre d'affaire des exploitants agricoles) ainsi que par la facturation directe de services aux agriculteurs, elles jouent depuis la modernisation un rôle clé dans la transformation du monde agricole (Brunier, 2016). Leur activité, aux côtés de celle des Instituts Techniques, est marquée par une relation privilégiée avec les organismes producteurs de connaissances scientifiques. Ces acteurs jouent un rôle clé dans la mobilisation de ces connaissances au sein d'infrastructures publiques d'information, comme autour par exemple de la santé des végétaux (ex. des Bulletins de Santé du Végétal, mis à disposition gratuitement sur les sites internet des Chambres d'Agriculture et des directions régionales du ministère de l'agriculture et de l'alimentation (DRAAF)). Cependant, ces organisations ne sont pas les seules à contribuer à l'accompagnement technique des agriculteurs (Knierim *et al.*, 2017). Aux côtés d'acteurs publics comme les Chambres, les opérateurs privés ont ainsi également joué un rôle important dans le conseil aux agriculteurs (Mendras, 1955). Dès les années 1960, les entreprises commercialisant les nouvelles technologies de la modernisation agricole (semences, engrais, machinisme, pesticides) accompagnent les agriculteurs dans leur utilisation. Aujourd'hui, au gré notamment d'un désinvestissement public, ils occupent une place de plus en plus importante dans le monde du conseil agricole français (Compagnone *et al.*, 2015) : ce sont eux qui disposent des effectifs les plus importants de conseillers (Labarthe, 2014) et sont les premières sources de conseil des agriculteurs (Mundler *et al.*, 2006). Ils offrent des prestations dans des domaines aussi divers que l'agronomie (Goulet et Le Velly, 2013), la gestion (Hellec et Deville, 2015), ou les pratiques agro-environnementales (Villemaine et Compagnone, 2015). Le conseil agricole est ainsi devenu un espace concurrentiel au sein duquel interagissent des organismes publics consulaires comme les Chambres, mais également des coopératives, des entreprises de négoce agricole, des entreprises vendeuses d'intrants, des consultants indépendants, etc. Et ce constat laisse de côté les agriculteurs eux-mêmes : ces derniers échangent entre eux des expériences et des informations, que ce soit au sein de groupes territorialisés - sur ce point, l'expérience française des Centres d'Etudes Techniques Agricoles (CETA) ou des CUMA est essentielle -, de groupes impulsés par les acteurs publics - GIEE, réseaux DEPHY, GDA -, ou au travers des associations ou des collectifs formels ou informels. Ces associations ou collectifs d'agriculteurs peuvent parfois être des réseaux locaux (de proximité) ou reposer des d'espaces virtuels sur les réseaux sociaux (Prost *et al.*, 2017 ; Renier *et al.*, 2022).

Les connaissances qui sont échangées au sein de cette grande variété de dispositifs de conseil, mêlant des acteurs très différents, sont hétérogènes. Les dispositifs de conseil ont deux dimensions de production de connaissances : le *back-office* (activités de veille, de R&D, d'expérimentation, de formation des conseillers) d'une part, et le *front-office* d'autre part, qui est quant à lui constitué des scènes d'interaction entre conseillers et agriculteurs (Labarthe et Laurent, 2013). Les connaissances scientifiques produites par les acteurs publics de la recherche sont prédominantes dans les dispositifs de conseil des Chambres d'Agriculture. Néanmoins ces dernières ont également

²⁷ Dans un problème de choix, une « solution en coin » correspond au choix optimal d'une valeur extrême dans l'intervalle continu des valeurs admissibles, en opposition avec une solution dite « intérieure », qui n'est pas sur une des bornes de l'intervalle.

²⁸ L'assolement d'une culture a aussi été analysée comme l'adoption d'une nouvelle technologie de production, i.e., comme un choix discret, dans les PVD (e.g., Foster et Rosenzweig, 2010 ; Gohin *et al.*, 2015), par opposition à l'approche de modélisation continue mentionnée dans la note de bas de page précédente.

développé de longue date des systèmes de partages d'expériences entre pairs, comme au sein des Groupes de Développement Agricole (GDA). Cette valorisation de l'expérience des agriculteurs a même connu un élan nouveau avec les politiques de promotion de l'agroécologie dans les années 2010, faisant de l'agriculteur l'une des sources privilégiées d'innovation identifiées pour écologiser l'agriculture française (Goulet, 2017). Mais les connaissances scientifiques de la recherche publique ne sont pas les seules mobilisées sur le terrain : bien souvent les acteurs privés n'y ont que peu ou pas accès. Ils s'appuient sur des dispositifs expérimentaux qu'ils pilotent eux-mêmes (éventuellement conduits selon des méthodes scientifiques), sur des connaissances diverses qu'ils vont chercher (internet, fiches culturelles, presse technique...) (Tchuisseu et Labarthe, 2015), ou sur des informations fournies par différents acteurs industriels d'amont et d'aval (Dhiab *et al.*, 2020).

Mais dès lors qu'il s'agit de prêter attention à ce qui conditionne l'action des agriculteurs à l'issue d'une relation de conseil, ce n'est pas nécessairement la nature et l'origine des connaissances mobilisées qui comptent pour ces derniers, qu'elles soient par exemple scientifiques ou non-scientifiques. Une dimension importante réside en effet, comme dans toute relation de service, dans la confiance (Sligo et Massay, 2007) qui se crée dans la relation de conseil, dans l'interaction entre agriculteurs et conseillers. L'imbrication entre activité commerciale sur les intrants et activités de conseil fait l'objet de débats à différents niveaux. Au niveau politique, une ordonnance crée une séparation claire entre vente de pesticides et conseil. Au niveau des exploitations agricoles, la situation est plus contrastée. L'attitude commerciale des vendeurs d'intrants ou de services peut être mal perçue par certains agriculteurs, qui préfèrent s'attacher les services de conseillers dont l'activité reste dissociée d'enjeux commerciaux. L'enjeu pour les conseillers de firmes privées ou de coopératives commercialisant des intrants consiste alors à mettre à distance les enjeux marchands dans les activités de front-office (Goulet et Le Velly, 2013), ce qu'ils parviennent vraisemblablement à faire car certains travaux montrent que des agriculteurs accordent leur confiance à ces conseillers commercialisant aussi des intrants (Laurent *et al.*, 2021).

La question de la dimension marchande ou non-marchande des relations entre conseillers et agriculteurs est donc l'objet de débats académiques importants, y compris dans le contexte français (Compagnone et Simon, 2018). Ces débats ont deux dimensions. Dans un premier temps, ils ont porté sur les relations entre offre et demande dans des marchés de conseil qui seraient dominés par des consultants privés. Les questions étaient alors celles du coût des services (Dinar, 1996), mais aussi de la correction de défaillances des marchés du conseil constatées aux Etats-Unis (Hanson et Just, 2001), aux Pays-Bas (Leeuwis, 2000) ou au Royaume-Uni (Garforth *et al.*, 2003), suite au désengagement de l'état dans ces pays. Ces défaillances du marché incluent la question de la solvabilité des agriculteurs, celle des asymétries d'information quant à la qualité des services, et celle de l'intégration de thématiques liées aux externalités négatives de l'agriculture dans les thèmes du conseil privé. Mais, comme indiqué plus haut, des travaux plus récents indiquent que ces marchés sont au final relativement limités (Prager *et al.*, 2016, Labarthe *et al.*, 2021) : la part de services de conseil facturés aux agriculteurs reste relativement faible. Il existe des domaines très précis pour lesquels les services sont effectivement facturés (comptabilité, plans de fumure, etc.), soit partiellement, soit à leur coût total. En France, le marché pour un conseil plus global et stratégique, renvoyant à des contrats annuels de plusieurs milliers d'euros, demeure plus limité (Labarthe, 2014) alors qu'il existe une telle offre aux Pays-Bas (Leeuwis, 2000), au Royaume-Uni (Klerx et Proctor, 2013) ou dans certains Länder allemands (Knuth et Knierim, 2013). En France, dans de nombreux domaines (et notamment pour les questions agronomiques de choix et de conduite des cultures), l'offre de conseil est plutôt portée par des acteurs intégrant le coût des services dans d'autres activités commerciales avec les agriculteurs (vente d'intrants, de matériel, collecte de la production, production de plants et semences, etc.). La question se pose alors de l'intégration d'enjeux environnementaux (tels que la réduction des pesticides ou la diversification végétale) dans le conseil porté par ces acteurs (Dhiab *et al.*, 2020). Cette question est récemment devenue un enjeu de politique publique en Europe (Eu-SCAR 2019²⁹) : l'UE imposera ainsi aux états membres, dans le cadre de la prochaine PAC (cf. articles 103, 72 et 13), d'établir des stratégies pour leurs systèmes d'innovation et de connaissances agricoles. Une des dimensions de ces stratégies sera d'identifier, à l'échelle nationale, des prestataires de services capables de délivrer un conseil impartial et indépendant aux agriculteurs. En France, ces débats se sont déjà cristallisés autour de l'ordonnance sur la séparation des activités de vente des pesticides et de conseil sur l'usage des pesticides.

En complément de cette présentation générale des activités de conseil, plusieurs précisions sont utiles pour ce qui concerne plus particulièrement le conseil pour l'usage de semences, pesticides et biopesticides dans le contexte Français. Ces précisions sont importantes car ce type de conseil est critique pour la protection des cultures et plus généralement pour apporter des connaissances agronomiques aux agriculteurs. Ce conseil

²⁹ <https://scar-europe.org/home-scar/events/conferences/124-scar/events/conferences/162-scar-conference-2019>

s'appuie sur différents organismes réalisant de nombreux essais pour évaluer les performances des nouveaux produits, contribuant ainsi aux activités de *back-office* mentionnées précédemment. Ces essais, souvent coordonnés au sein de réseaux multisites, permettent de tester les produits dans différentes conditions pédoclimatiques et de préciser leur sensibilité à différents facteurs biotiques et abiotiques. A titre d'exemple, pour les grandes cultures, chaque nouvelle variété fait l'objet de trois types d'essais : des essais inscriptions coordonnés par le Groupe d'étude et de contrôle des variétés et des semences (GEVES) et le *Comité Technique Permanent de la Sélection* des plantes cultivées (CTPS) qui déterminent si cette nouvelle variété pourra être inscrite au catalogue officiel, des essais post-inscription réalisés par les instituts techniques (ex: Arvalis, Terre Innovia) qui couvrent toutes les nouvelles variétés avec l'objectif de définir les environnements dans lesquels elles sont les plus performantes, et enfin, des essais agronomiques au niveau local réalisés en grande partie par des distributeurs d'intrants et qui visent à tester des variétés avec différentes pratiques agronomiques (Rabenandrasana *et al.*, 2020).

Un autre élément important pour ce qui concerne la maîtrise des bioagresseurs est le système de biovigilance (Reboud *et al.*, 2017). En France, la surveillance des maladies en production végétale a longtemps été assurée par les services régionaux de la protection des végétaux qui délivraient des avertissements agricoles. Un nouveau système a été mis en place en 2009 dans le cadre du plan EcoPhyto, conduisant à délivrer des Bulletins de Santé des Végétaux. Pour l'ensemble des productions végétales, le montant total accordé à la surveillance biologique du territoire s'est situé dans une fourchette de 9 à 10M€/an entre 2010 et 2017 (Lavarde *et al.*, 2019) ce qui est faible si on le rapporte aux ventes de pesticide en France (3000 M€ en 2017 – BASIC, 2021).

2.2.3. Organisation en aval de la filière

Nous présentons ici l'organisation de la filière aval sous deux angles : le premier est centré sur la présentation des activités et des flux de produits associés, le second est centré sur l'organisation industrielle, c'est-à-dire le positionnement des acteurs économiques sur ces différentes activités. Nous traitons en premier le cas des fruits et légumes, pour lesquels la majorité de la production est vendue en frais. Nous traitons ensuite du cas des produits transformés, plus spécifique aux grandes cultures, en présentant d'abord la structuration générale des activités puis le rôle particulier des coopératives agricoles dans la collecte. Nous traitons enfin du cas des filières spécifiques basées sur des labels.

2.2.3.1. Les filières fruits et légumes avec une majorité de vente en frais

La production de fruits et légumes est caractérisée par 3 éléments centraux : La variabilité de la production en quantité et qualité, la périssabilité des produits et la saisonnalité de la production (Bernard de Raymond *et al.*, 2013).

Les deux secteurs présentent de fortes similitudes entre eux quant aux débouchés : 89% sont destinés au marché du frais, avec une présence prépondérante des GMS (grandes et moyennes surfaces) ; les consommateurs y achètent 77% des fruits et légumes (en volume), 13% étant achetés en vente directe et 13% dans des magasins spécialisés (primeurs, etc.) (Levet et Hutin, 2019). Il en résulte une organisation de la filière qui vise avant tout la centralisation des lots, d'autant plus importante pour le secteur des fruits et légumes frais que la plupart des produits sont non stockables. Seuls quelques gros producteurs peuvent, à une date donnée, atteindre les volumes demandés par les centrales d'achat des GMS. Les autres commercialisent *via* des coopératives, Organisation de Producteurs, ou SICA (Société d'Intérêt Collectif Agricole), ou *via* des expéditeurs, qui regroupent l'offre pour alimenter les GMS ou l'export.

La vente directe se fait sur des marchés de détail, en vente directe à la ferme ou *via* des dispositifs d'AMAP. Elle est beaucoup plus développée en agriculture biologique (22% contre 13% pour les deux productions confondues) mais reste minoritaire au regard de la distribution généraliste et de la distribution biologique (respectivement 34 et 43% des volumes) en 2020³⁰.

³⁰ <https://www.agencebio.org/wp-content/uploads/2022/01/Evaluation-du-marche-Bio-en-2020-Agence-BIO-ANDI.pdf>

Le secteur de la transformation des fruits et légumes occupe une place faible, mais a un fonctionnement très différent car il repose pour une forte part sur des contrats de production entre agriculteurs et acteurs de la transformation, pour fournir de façon échelonnée les produits bruts aux usines. C'est le cas notamment pour la salade quatrième gamme³¹ ou pour les légumes surgelés. La partition entre frais et transformé se décide donc très en amont de la production, puisque les prix d'achat aux producteurs des légumes destinés à la transformation sont beaucoup plus bas et nécessitent des modes de production plus industriels (en plein champ, avec forte mécanisation de la récolte). La transformation est vue comme un débouché très secondaire en production maraîchère, car elle rentabilise difficilement les investissements en main d'œuvre et abris plastiques. Elle permet cependant de commercialiser des fruits et légumes de qualité visuelle moindre, notamment *via* la transformation artisanale et/ou à la ferme.

2.2.3.2. Structuration générale des activités aval de transformation dans les filières grandes cultures³²

Au cours des dernières décennies, les activités de transformation dans l'agro-alimentation se sont structurées autour de deux grandes opérations : le fractionnement de la matière première et l'assemblage (Soler *et al.*, 2011). Le fractionnement consiste à extraire des composants élémentaires à partir des productions agricoles. L'assemblage consiste à développer de nouveaux produits à partir de recettes combinant les composants élémentaires préalablement extraits. L'assemblage permet de produire une grande variété de produits à partir d'un ensemble de matières premières assez limité.

La possibilité de fractionner les matières premières agricoles a rendu ces dernières plus substituables entre elles. Par ailleurs, le fractionnement est d'autant plus efficace qu'il peut être fait à partir d'une matière première standardisée. Le fait de travailler avec un nombre réduit d'espèces est alors plus un avantage qu'un inconvénient. La standardisation des modes de production agricole apparaît aussi comme un avantage dans un tel schéma. Ces différents éléments ont contribué à mettre en place des chaînes logistiques permettant d'élargir les bassins d'approvisionnement, ce qui a conduit à accroître la concurrence sur les marchés agricoles.

En termes d'innovations, l'enjeu pour ce qui est des activités de fractionnement est d'améliorer l'efficacité des processus de production alors que l'enjeu du côté de l'assemblage est de développer des innovations de produits (y compris de packaging), augmentant ainsi la gamme des produits proposés aux consommateurs. Le recours aux ingrédients dans la phase d'assemblage a été aussi un levier pour pallier certains problèmes techniques qui ne pouvaient pas être résolus par les composants élémentaires issus du fractionnement. Au final, cette organisation générale a permis de générer une très grande variété de produits finaux à partir d'une gamme assez réduite de produits agricoles.

La représentation simplifiée résume les grandes tendances suivies par les industries agro-alimentaires. Comme nous le verrons plus loin, le développement de filières spécifiques correspond à une organisation très différente.

2.2.3.3. Le rôle des coopératives agricole de collecte

Les entreprises de collecte et de stockage de produits agricoles (ECS) jouent un rôle particulier dans l'ajustement et la coordination des flux et qualités des produits. La très forte majorité des collecteurs sont des sociétés coopératives ou des filiales de négoce de ces coopératives (FFCAT, 2009 ; Filippi et Triboulet, 2011).

Dans plusieurs pays, à l'instar de la France, la commercialisation des productions agricoles détenues par les agriculteurs est opérée exclusivement par l'intermédiaire de personnes physiques ou morales agréées à cet effet et dénommées collecteurs agréés (pour le cas de la France, Cf. l'article L. 621-16 du code rural). Le collecteur (ou entreprises de collecte et de stockage) agréé a pour activité l'achat, auprès des agriculteurs, des productions, leur stockage et leur commercialisation en l'état ou leur utilisation à des fins industrielles. Ces entreprises de collecte et de stockage permettent d'ajuster l'offre, c'est-à-dire des flux de produits collectés provenant des agriculteurs, à la demande (Hannachi, 2011). Pour ces entreprises, la collecte constitue une véritable activité de transformation des produits récoltés dans les différentes parcelles des

³¹ La 4^{ème} gamme regroupe les légumes et fruits frais, crus, lavés, épluchés et coupés, puis conditionnés sous air ambiant ou sous atmosphère modifiée.

³² Cette sous-section résume les principaux éléments de l'analyse de Soler *et al.* (2011).

agriculteurs en lots commercialisables dans différents débouchés et répondant aux exigences des industries agroalimentaires (Le Bail et Valceschini, 2004).

Ce système de production de lots peut être décrit en trois phases :

- La récolte et/ou transfert dans l'espace des produits des parcelles aux points de collecte puis aux silos de stockage ;
- La transformation physique de certaines caractéristiques par séchage, séparation, mélange ou ventilation ;
- Le transfert dans le temps (stockage) d'une récolte faite en un temps court pour être mise à disposition des utilisateurs toute l'année.

A ce système de flux viennent se superposer un système d'information et un système de décision qui permettent de piloter ces flux, ce qui permet à ces entreprises de jouer un rôle stratégique car elles assurent la distribution dans l'espace et l'étalement dans le temps des récoltes et des cultures (sous accréditation officielle). De plus, les activités de ces entreprises ne se limitent pas à la collecte et au stockage mais s'étendent aussi à l'approvisionnement des agriculteurs en intrants (semences, produits phytosanitaires, engrais...) et à des services (conseil, appui technique...). De même que pour la collecte, les ECS et leurs filiales sont largement majoritaires dans la fourniture d'intrants pour les agriculteurs (semences, protection des plantes, engrais...) (Hannachi *et al.*, 2020). Par ailleurs, les réseaux de technico-commerciaux de ces coopératives sont aujourd'hui les principaux, voire parfois les seuls, pourvoyeurs d'informations techniques aux agriculteurs (Labarthe, 2009), comme détaillé dans la section 2.2.2. De ce fait, les coopératives agricoles occupent une position stratégique dans la filière. Elles sont présentes à plusieurs niveaux de la filière, et les agriculteurs sont généralement à la fois clients et fournisseurs de ces entreprises de collecte et de stockage (dans le cas des ECS ayant le statut de coopérative, des agriculteurs sont même sociétaires de l'ECS). Il apparaît dès lors que les ECS sont en position de force pour gérer les territoires agricoles, et ce grâce à leurs positionnements en amont et en aval des agriculteurs (Hannachi *et al.*, 2020). Elles disposent pour cela de plusieurs leviers :

- Leviers de l'appui technique, conseils, expertises et sensibilisation auprès de leurs agriculteurs.
- Leviers de l'accès aux intrants qui leur permet de fournir les agriculteurs en certains intrants ou de bloquer l'accès à d'autres intrants.
- Leviers économiques tels que le prix des semences, le prix de collecte et diverses réfections économiques.

Un marché des matières premières agricoles concurrentiel pousse les ECS à favoriser des cultures dont les prix sont rémunérateurs et dont les marchés sont stables (Hannachi *et al.*, 2010). Par ailleurs, l'industrialisation de l'agriculture et les investissements importants en infrastructures des ECS (silos, séchoir...) et d'autres opérateurs en aval (usine de lavage et emballage, meunerie, distillerie, etc.) engendrent une spécialisation avancée des systèmes de production sur des produits ayant des volumes importants, résultant en une concentration du marché sur un petit nombre d'espèces, plutôt que des volumes faibles d'un grand nombre d'espèces (Meynard *et al.*, 2013).

2.2.3.4. Les filières spécifiques basées sur des labels et cahiers des charges

Le choix des cultures par les agriculteurs est fortement orienté par la demande de l'aval, et notamment par la grande distribution et les industriels, qui relayent généralement les ECS (Meynard *et al.*, 2013 ; Hannachi *et al.*, 2020). Ces demandes sont très diverses et liées à de multiples débouchés dont l'organisation des marchés varie d'une filière à l'autre. Par exemple, les marchés de l'alimentation humaine sont le plus souvent caractérisés par la contractualisation, des cahiers des charges donnant lieu à des labels et des enjeux de traçabilité forts, alors que les marchés de l'alimentation animale se caractérisent par des marchés plus libres, au sens sans qualité ou spécifications particulières, ce qui les rend relativement plus concurrentiels (Meynard *et al.*, 2013).

L'existence d'un label ou signe de qualité correspond à une stratégie de différenciation sur le marché (la différenciation entre produits désigne l'existence de différences objectives ou subjectives faisant que deux biens proches ne sont pas considérés comme identiques par tous les consommateurs)³³ et vise à générer un marché

³³ On distingue deux types de stratégies concurrentielles sur une production : i) La dominance par les coûts, signifie que les acteurs considèrent que les produits sont substituables donc les producteurs visent à produire au coût le plus bas pour s'imposer sur le marché; ii) la différenciation consiste, elle, en une situation où les acteurs misent sur le fait que les produits

moins concurrentiel et plus rémunérateur que le marché standardisé et concurrentiel de masse (Barham, 2003). Cette différenciation permet à des acteurs alternatifs ou des produits alternatifs de prospérer sur un marché à l'abri de la concurrence de plus grandes structures qui peuvent, de par leur taille, plus aisément mettre en œuvre une stratégie de volume en réduisant leurs coûts de production.

En agriculture, cette différenciation repose sur deux éléments : la signalisation et la coordination entre acteurs de la filière agricole.

- La signalisation, c'est-à-dire le signal dont on pare le produit pour informer le consommateur de ses qualités et spécifications, est importante car elle permet de faire émerger une propension à payer supplémentaire et à informer le consommateur final que le supplément de prix éventuellement exigé correspond à des attributs du produit qui l'intéressent. Ce signal est donc important pour consolider des segments de marché ou faire émerger des niches avec des productions différenciées (Fares *et al.*, 2012 ; Marette *et al.*, 2012). Notons toutefois que certains travaux montrent qu'il y a un intérêt limité à superposer des labels (Hassan et Monier-Dilhan, 2006), voire qu'il y a une perte et un risque que la signalisation devienne confuse pour le consommateur (Hassan et Monier-Dilhan, 2002)³⁴.
- La coordination entre acteurs est importante car la crédibilité du signal de qualité repose sur le collectif de producteurs impliqués. Cette coordination passe d'abord par un consensus sur les règles de production définies par un cahier des charges, puis par le respect de ce cahier des charges (Parguel et Compagnone, 2007). Holmström, (1982) souligne que ce genre de dispositif collectif autour des signes de qualité est un « jeu d'équipe ». Néanmoins des acteurs peuvent être « opportunistes » (c'est-à-dire, ne pas jouer le jeu de la qualité ou être dans la contrefaçon d'un signe) car individuellement ils n'ont pas intérêt à déployer les efforts et/ou les investissements nécessaires à la mise en œuvre du cahier des charges qui rend crédible le signal de qualité (Marette *et al.*, 1999).

2.2.4. Les enjeux réglementaires liés aux filières

Les filières font intervenir de multiples acteurs aux activités complémentaires et de nombreux marchés intermédiaires. Nous présentons ici différentes défaillances qui peuvent apparaître sur ces marchés et qui peuvent justifier les réglementations mises en place par l'Etat. Les arguments économiques qui justifient ces réglementations sont présentés dans ce chapitre car certaines stratégies de diversification qui seront discutées dans les chapitres suivants peuvent être contraintes par les réglementations actuelles. A titre d'exemple, la diversification intra-parcellaire peut être facilitée si les agriculteurs peuvent se fournir en matériel hétérogène "prêt à l'emploi" (ex : mélange de variétés d'une même espèce ou d'espèces différentes). Néanmoins, l'offre de semences en Europe est très réglementée notamment pour ce qui est du niveau d'hétérogénéité des produits qui peuvent être fournis sur le marché. Il est donc utile de bien connaître les réglementations actuelles et leur justification, à la fois pour comprendre certains freins potentiels aux stratégies de diversification, mais aussi pour comprendre les différents effets économiques que pourrait induire une modification de cette réglementation.

Nous présentons ici les principes généraux qui justifient les réglementations du point de vue économique. Ces réglementations seront présentées plus en détail dans la section 2.4.1.2, dans le contexte de leur évolution en France.

Un premier ensemble de défaillances du marché est lié à la nature des produits. Ces défaillances peuvent résulter de problèmes d'asymétrie d'information (lorsqu'une partie n'a pas l'information sur la qualité du produit

ne sont pas substituables pour des raisons de spécifications (exemple, le colza érucique n'est pas un colza commun), de qualité (exemple, un blé panifiable n'est pas un blé classique) ou d'origine (exemple, le pruneau d'Agen n'est pas n'importe quel pruneau). Les producteurs choisissent de se différencier des autres produits pour avoir plus de pouvoir de marché sur le segment de marché qui l'intéresse. Ils peuvent ainsi fixer un prix plus élevé et exploiter le consentement à payer du consommateur pour son produit.

³⁴ En analysant les données d'achats ménagers de 8000 consommateurs français, Hassan et Monier-Dilhan (2006) montrent que dans l'agroalimentaire, la coexistence de différents signaux de qualité a pour conséquence la baisse de la propension à payer pour ces signes. Un résultat vérifié pour 6 types de produit et 4 types de signaux de qualité. À travers l'étude de la multiplication des signes de qualité dans le secteur des produits laitiers où des mêmes produits peuvent être le support de label officiel et de marque privée ou d'une réputation régionale, Hassan et Monier-Dilhan (2002) montrent que ce chevauchement de signe affecte la valorisation de chacun des signes en empêchant la différenciation et baissant la propension à payer pour les AOC, préservant ainsi les intérêts des marques privées de distributeurs.

échangé), de problèmes sur le niveau de qualité des produits (qui ne correspond pas aux attentes) ou encore de problèmes de coordination entre acteurs de la filière sur les qualités attendues des produits.

Les produits des filières agricoles ont des caractéristiques intrinsèques qui peuvent ne pas être observables directement. L'aspect d'une tomate ne dit rien quant à son goût. La performance d'une variété de semences est déterminée en partie par tout un ensemble de gènes qui ne sont pas observables. Ces caractéristiques sont souvent mieux connues par celui qui offre le produit que par celui qui l'achète, conduisant ainsi à une situation d'asymétrie d'information. Cette situation peut conduire à un mauvais fonctionnement du marché comme cela a été décrit par Akerlof (1970). Compte tenu de leur mauvais niveau d'information, les consommateurs ne sont pas capables de distinguer un produit de bonne qualité d'un produit de mauvaise qualité, si bien que leur propension à payer est la même pour tous les produits. Une telle situation n'incite pas les acteurs du côté de l'offre à fournir des produits de bonne qualité car ils ne seront pas mieux vendus. En conséquence, on observe une défaillance de marché liée au fait que l'asymétrie d'information réduit les incitations à fournir un produit de qualité. Cette défaillance peut être supprimée par des mesures volontaires mises en place par les firmes ou par des réglementations obligeant les firmes à une certaine transparence sur la qualité des produits qu'elles fournissent. A titre d'exemple, différentes réglementations sur les semences (inscription au catalogue officiel, certification des semences commercialisées) ont pour objectif de garantir à l'agriculteur que telle variété est bien la même génétiquement d'une année sur l'autre, ce qui nécessite des efforts spécifiques du côté de l'offre car il s'agit de matériel biologique.

Dans un contexte sans asymétrie d'information, différentes raisons peuvent conduire les firmes à fournir une qualité inférieure au niveau qui serait optimal sur le plan social. Ceci peut être lié au fait que certaines caractéristiques d'un produit apportent un bénéfice social supérieur au bénéfice que tire l'utilisateur de ce produit. C'est le cas par exemple pour une caractéristique qui permet de réduire une externalité négative générée par l'utilisateur. Une variété résistante à une maladie peut permettre de limiter l'emploi de pesticides, ce qui représente une économie pour l'agriculteur, mais elle réduit aussi l'externalité négative générée par ce pesticide, ce qui ne sera pris en compte que partiellement par l'agriculteur (voir section 2.3). Par ailleurs, même lorsque les bénéfices des utilisateurs sont bien alignés avec le bénéfice social, les interactions stratégiques entre firmes du côté de l'offre peuvent aussi conduire celles-ci à définir un niveau de qualité sous-optimal pour leur produit (Bonroy, 2006). Dans ces différentes situations où le niveau de qualité est insuffisant, il peut être justifié de définir un standard de qualité minimum.

Enfin, la littérature sur l'innovation a aussi montré que la définition d'un standard technologique peut être utile pour favoriser la coordination entre acteurs (Tassey, 2000). En effet, dans des situations où les firmes peuvent choisir des options technologiques multiples, la définition d'un standard technologique peut permettre d'éviter les situations inefficaces consécutives à des choix technologiques différents réalisés par des firmes qui doivent interagir entre elles.

Les différentes situations qui viennent d'être présentées justifient socialement la mise en place de certaines réglementations, sous forme de normes, standards de qualité ou standards technologiques. Ces standards peuvent néanmoins être sources d'inefficacité dans le temps, car ils conduisent généralement à des effets d'auto-renforcement, et donc des situations de blocage ou de verrouillage technologique (voir David, 1985, pour l'exemple historique du clavier QWERTY et la section 2.4.2 pour une discussion dans le contexte agricole).

Le dernier enjeu réglementaire porte sur les incitations à innover. L'investissement en R&D représente généralement un coût fixe que les acteurs économiques sont prêts à faire s'ils peuvent s'approprier une part suffisante des bénéfices liés à l'innovation (Levin *et al.*, 1987). Dans certains cas et notamment pour les innovations de process, le secret peut être un moyen suffisant pour permettre cette appropriation. Dans le cas des innovations de produits, dès lors que l'imitation n'est pas trop coûteuse, il peut être justifié de mettre en place des droits de propriété intellectuelle pour créer des incitations suffisantes à innover. Les droits de propriété intellectuelle peuvent néanmoins avoir des effets économiques négatifs. Une littérature abondante en économie traite du design optimal de ces droits de propriété (Scotchmer, 2004).

2.2.5. Conclusion de section

Les décisions de production des agriculteurs (choix de cultures, modes de conduite...) sont influencées par plusieurs facteurs liés aux filières dans lesquelles ils opèrent : la fourniture d'intrants et d'équipement (amont de la filière) ; l'accès à différentes sources de conseil ; la valorisation de la production (aval de la filière). Ces activités font

intervenir de multiples acteurs, plus ou moins spécialisés, qui constituent ces filières. Pour les grandes cultures, un rôle central est joué par les organismes de collecte qui prennent généralement part à la fois aux activités en amont (distribution d'intrants et conseil) et en aval (collectes et transformation). Cette organisation des filières reposant sur multiplicité d'acteurs crée des interdépendances (chaque catégorie d'acteur dépend des autres) qui engendrent une certaine inertie aux changements voire parfois a des « verouillages sociotechniques »³⁵.

Parmi les intrants, les semences et les pesticides (incluant les produits de biocontrôle) sont des produits dont l'usage présente une certaine technicité. Pour les grandes cultures et les cultures légumières, d'importants efforts de R&D sont réalisés par des acteurs privés qui introduisent régulièrement de nouveaux produits parmi ces intrants (Bernard de Raymond *et al.*, 2013). Cette R&D est faite en partie en collaboration avec la recherche publique agricole. L'intensité de l'effort de R&D dépend en particulier du niveau de protection de l'innovation garanti par les droits de propriétés intellectuelles et de la taille des marchés sur lesquels cette innovation peut être valorisée. Les espèces représentant de grands marchés (ex : blé) bénéficient donc d'une offre d'innovation sur ces intrants beaucoup plus large en comparaison des espèces mineures (ex : féverole).

Le secteur des équipements agricoles est un domaine dans lequel d'importantes innovations sont réalisées. L'effort de R&D dans ce secteur ne répond cependant pas aux mêmes déterminants que ceux décrits plus haut pour les semences et les pesticides. Les équipements agricoles sont en effet des biens durables, qui font l'objet d'entretien, avec un marché de l'occasion et une possibilité pour les utilisateurs de partager leur usage (ex : CUMA) ou d'avoir recours à des prestations de service (Entreprise de Travaux Agricole). Des opérateurs alternatifs se développent, qui supportent l'auto-construction d'équipements agricoles en ferme. Bien que très minoritaire, ce phénomène pourrait contribuer favorablement à la diversification des cultures. Mais globalement, le secteur des équipements agricoles a fait l'objet de très peu d'analyses socio-économiques.

Le conseil agricole est fourni par une grande diversité d'acteurs publics et privés. D'une manière générale, le conseil est peu coûteux pour les agriculteurs, y compris lorsqu'il est fourni par un acteur privé, car il est généralement associé à la vente des différents intrants, notamment semences et pesticides. La transition agroécologique interroge les modalités de fourniture de ce conseil, posant notamment la question de la séparation entre la fourniture du conseil et la vente de pesticides d'une part, et celle de la capacité des acteurs du conseil à intégrer les enjeux environnementaux dans les services qu'ils offrent d'autre part.

La structuration de l'aval des filières agricole est très différente selon les débouchés : vente en frais ou vente pour la transformation pour les fruits et légumes ; transformation basée sur le fractionnement et l'assemblage pour une part importante de la production de grandes cultures ; filières spécifiques basées sur des labels et des cahiers des charges. Selon les cas, les attentes vis-à-vis des caractéristiques de la production peuvent être très différentes, ce qui peut contraindre fortement les choix de production des agriculteurs.

³⁵ Cf. section 2.4.2 avec des exemples l'explication de ce contexte.

2.3. Décisions individuelles et enjeux collectifs relatifs à la protection des cultures

Auteurs : Pierre Courtois, Sophie Thoyer, Vincent Martinet

Contributrices ponctuelles : Laure Kuhfuss, Marianne Lefèbvre

Les bioagresseurs sont susceptibles d'être considérés comme des maux publics^{36,37} (Costello *et al.*, 2017 ; Cieslik *et al.*, 2021). Ils sont en effet souvent non excluables dans le sens où ils ne peuvent être confinés à une exploitation privée. Ils sont également non rivaux dans la mesure où les maux qu'ils causent à une exploitation ne les empêchent pas d'en causer à une autre³⁸. Enfin, ils sont nuisibles aux cultures et donc au bien-être des exploitants et à la société dans son ensemble. Par opposition, les ennemis naturels – ou plus largement tout ce qui va réguler les bioagresseurs – peuvent être considérés comme des biens publics ou communs.

Par définition, la gestion d'un mal public produit un bien public. Ainsi, toute décision stratégique mise en œuvre dans une perspective de régulation d'un bioagresseur qu'on catégorise comme un mal public contribuera à un bien public qui admet également les propriétés de non excluabilité et de non rivalité. Il advient que lorsqu'une stratégie est appliquée à l'échelle de l'exploitation, cette stratégie a un bénéfice privé pour l'exploitant, mais elle est également susceptible de produire un bénéfice externe pour les exploitations voisines du fait de la réduction du flux de bioagresseurs (Miranowski et Carlson, 1986). On parle alors d'externalité³⁹ positive. Elle peut cependant également générer des coûts externes comme par exemple ceux associés à la diffusion de pesticides dans les nappes, on parle alors d'externalité négative. Ces externalités sont généralement spatiales dans le sens où l'effet externe s'exerce au-delà de la propriété de l'exploitant, par exemple dans les exploitations voisines (e.g., Ambec et Desquilbet, 2012 ; Fenichel *et al.*, 2014 ; Atallah *et al.*, 2017). Elles peuvent cependant ne pas être spatialement explicites. Par exemple l'usage de produits phytosanitaires sera susceptible d'impacter négativement la biodiversité (dont font partie les bioagresseurs mais aussi leurs ennemis naturels) et donc de réduire le bien-être des individus qui accordent une valeur à cette biodiversité, sans pour autant qu'on puisse localiser précisément cet effet (les agents qui apprécient la biodiversité des milieux agricoles ne sont pas forcément localisés dans le territoire concerné). Le mal public pourra aussi inclure des coûts/bénéfices externes indirects, comme par exemple des effets avec retards subis dans un horizon temporel plus lointain (l'effet des pesticides sur les communautés peut avoir des effets de long terme, par exemple *via* les réseaux trophiques et les dynamiques de population, et impacter le niveau futur de populations d'animaux, par exemple d'oiseaux).

La littérature économique suppose généralement, en cohérence avec l'hypothèse de maximisation du profit individuel introduite dans la section 2.1.2.1, que les producteurs tiennent pleinement compte des coûts et des bénéfices de leurs choix de production (bénéfices nets privés) mais tendent à négliger (au moins partiellement) les effets externes de ces choix et donc les bénéfices et les coûts qu'ils sont susceptibles d'occasionner à autrui (bénéfices nets publics). Cette hypothèse est documentée par des études empiriques sur les motivations économiques des agriculteurs dans leur adoption de pratiques (e.g. Buttel *et al.*, 1990 ; Parker, 2004). Elle

³⁶ On doit à Samuelson (1954) une définition formelle du concept de bien public et de ses propriétés. Un bien est dit public lorsqu'il est non excluable, c'est-à-dire que l'on ne peut empêcher un agent d'en bénéficier, et non rival, c'est-à-dire que la « consommation » de ce bien par un agent n'empêche pas sa « consommation » par un autre. Le concept de mal public en est directement déduit. Il a des propriétés semblables mais est collectivement nuisible au lieu d'être bénéfique. Un exemple de mal public est la pollution atmosphérique.

³⁷ A noter que certains bioagresseurs ont par ailleurs des caractéristiques bénéfiques, et peuvent même contribuer à des biens publics, comme c'est le cas pour certaines adventices, sources d'habitat / de nourriture pour la biodiversité ou qui contribuent à la beauté des paysages (par exemple, les champs de coquelicots).

³⁸ La rivalité peut se discuter en ce qui concerne les bioagresseurs dans le sens où leur contrôle par un agent peut impliquer que le mal n'affecte plus les autres. Dans le prolongement de Hardin (1968) qui définit les biens communs comme des biens publics impurs dans le sens où ils sont rivaux, les bioagresseurs mobiles pourraient être assimilés à des maux communs.

³⁹ On doit à Pigou (1920) et Marshall (1920) les premières définitions du concept d'externalité. Guerrien (2002) définit les externalités comme étant les activités d'un ou plusieurs agents ayant des conséquences sur le bien-être d'autres agents, sans qu'il y ait des échanges ou d'accords entre eux.

implique que les agriculteurs génèrent généralement moins de biens publics que ne le souhaiterait la société⁴⁰. De plus, lorsque ces stratégies nécessitent une action collective, comme par exemple une initiative jointe d'application d'un pesticide pour combattre un bioagresseur à l'échelle d'un territoire, elles sont également susceptibles d'être inefficaces dans le sens où une trop faible coopération entre exploitants rend partiellement inopérant le traitement (e.g. Fenichel *et al.*, 2014 ; Costello *et al.*, 2017 ; Cieslik *et al.*, 2021). L'absence ou la faible considération des coûts et bénéfices de voisinage amènent le producteur à prendre des décisions collectivement inefficaces. Cela nuit à ses voisins mais, dans la mesure où ces derniers sont également des maximisateurs de profits individuels, le producteur considéré est lui-même susceptible de subir également des nuisances du fait de ces derniers.

L'objectif de cette section est d'explicitier en quoi la question de la protection des cultures induit des inefficacités qui peuvent être corrigées par des mécanismes de régulation⁴¹ des décisions des agriculteurs, ainsi que les logiques sous-jacentes aux politiques publiques associées. Pour ce faire, nous analysons ici la possible inefficacité sociale des décisions privées au regard d'une stratégie de gestion collective prenant en considération l'ensemble des effets externes produits. Nous caractérisons le problème d'inefficacité sociale en revenant sur les apports de la littérature concernant les interactions stratégiques entre agents, et plus précisément sur l'impact des décisions privées entre elles et sur la nature du problème de gestion en l'absence de politique publique. Enfin, après avoir analysé les solutions amiables (dites de marchandage dans la littérature) permettant à des exploitants de se coordonner entre eux, nous concluons la section par une analyse des conditions pour qu'une régulation des décisions soit souhaitable et présentons les principaux mécanismes de régulation envisagés par la littérature et/ou effectivement mis en œuvre en matière de protection des cultures.

2.3.1. Perspectives privées versus perspectives collectives : les raisons de l'inefficacité

Bien que les motivations non-économiques et notamment les effets de pairs et les relations interpersonnelles entre agriculteurs en diminuent l'ampleur, la prise en compte (au mieux partielle) par les agriculteurs des effets externes de leurs décisions privées est susceptible d'être à l'origine d'une inefficacité sociale (e.g. Bhat *et al.*, 1996 ; Fiege, 2005 ; Wilen, 2007 ; Graham, 2013 ; Klepeis *et al.*, 2009). Cette inefficacité correspond au manque à gagner d'une gestion privée plutôt que collective du mal public. A l'échelle d'un paysage constitué d'exploitations spatialement connectées et impactées par un bioagresseur mobile, cette inefficacité correspond à la différence entre les bénéfices nets d'une gestion collective à l'échelle du paysage et la somme des bénéfices nets privés lorsque le bioagresseur est géré à l'échelle de chaque exploitation en l'absence de coordination (e.g. Regev, 1984 ; Wilen, 2007 ; Bareille *et al.*, 2020)⁴².

Plusieurs articles comparent perspectives privées et collectives en matière de gestion d'un mal public mobile (Bhat *et al.*, 1996 ; Bhat et Huffaker, 2007 ; Grimsrud *et al.*, 2008 ; Buyuktahtakin *et al.*, 2013 ; Fenichel *et al.*, 2014 ; Hennessy, 2007 ; Kovacs *et al.*, 2014 ; Epanchin-Niell et Wilen, 2015 ; Liu et Sims, 2016 ; Fuller *et al.*, 2017 ; Atallah *et al.*, 2017 ; Costello *et al.*, 2017 ; Siriwardena *et al.*, 2018 ; Martinez, 2021). Bien qu'étudiant des problèmes de gestion différents et en s'appuyant sur des approches de modélisation distinctes, ces articles s'accordent sur le fait que la gestion privée est inefficace car les propriétaires terriens contrôlent trop peu le mal public du fait qu'ils ne tiennent pas compte des conséquences de leurs actions sur les propriétés adjacentes. Plus précisément, on trouve dans ces articles trois ensembles d'arguments permettant d'expliquer les raisons pour lesquelles une gestion privée décentralisée est sous optimale par rapport à une gestion collective centralisée. La première est que les décideurs privés sous estiment les bénéfices de leur gestion. Les efforts de gestion optimaux

⁴⁰ Les préférences pro-environnementales décrites en section 2.1.2.2 sont singulières dans la mesure où elles tendent à relativiser la non considération des effets externes et donc la sous provision du bien public.

⁴¹ Nous attirons l'attention du lecteur sur l'usage du terme « régulation » dans différents champs de la littérature. Il conviendra donc de distinguer « régulation des bioagresseurs » (par le contrôle biologique ou les pratiques agricoles) et « régulation des actions / décisions d'agents » par un « régulateur », souvent public.

⁴² Les bénéfices nets privés font référence aux bénéfices moins les coûts qui reviennent à l'exploitant suite à l'adoption d'une pratique agricole. On considère que ces bénéfices nets incluent l'ensemble des facteurs économiques et non économiques impactant les préférences de l'agriculteur. Les bénéfices externes nets sont les bénéfices moins les coûts qui reviennent à tout agent autre que l'agriculteur privé. Ils incluent l'ensemble des facteurs économiques et non économiques qui impactent les préférences de ces agents. Enfin les bénéfices nets sociaux sont la somme des bénéfices nets privés et externes.

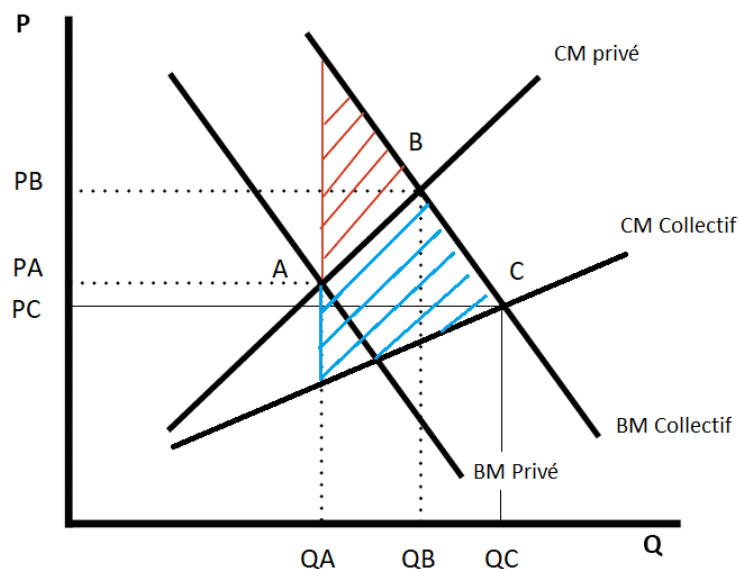
étant évalués en comparant les coûts et les bénéfices de la gestion (égalisation des coûts et bénéfices marginaux), la faible ou la non considération des bénéfices externes explique un plus faible niveau d'effort en gestion décentralisée que centralisée. La seconde est qu'une gestion privée est susceptible de promouvoir des allocations spatialement inefficaces. Comme le montrent Kovacs *et al.* (2014), une mise en commun des ressources permet de contrôler le mal public de manière coût-efficace en ciblant spatialement mieux l'allocation des efforts, notamment afin de bénéficier de ratios bénéfice-coût plus favorables ou en contrôlant les foyers de contamination. La troisième est qu'une gestion décentralisée implique des interactions stratégiques entre exploitants qui sont susceptibles de favoriser des dilemmes sociaux avec par exemple, des comportements de passagers clandestins consistant à individuellement réduire les efforts de gestion du mal public à l'échelle de l'exploitation tout en bénéficiant du fait que les exploitations voisines font plus d'effort (e.g. Bhat et Huffaker, 2007 ; Hennessy et Wolf, 2018 ; Osseni *et al.*, 2022).

2.3.1.1. Inefficacité sociale de la gestion privée et externalités

La littérature mettant en évidence l'inefficacité d'une gestion privée s'est principalement appuyée sur l'analyse coût-bénéfice appliquée à l'économie des ressources. Bien que l'approche puisse varier selon les spécificités du problème de gestion analysé (e.g. type de bioagresseur, dynamique de diffusion, hétérogénéités spatiales...), il est utile de recourir à un cas d'analyse stylisé afin de mettre en perspective les résultats mis en avant dans la littérature. L'explication suivante s'appuie sur l'illustration Figure 2-5.

Figure 2-5. Inefficacité sociale et externalité.

CM = Coût marginal ; BM = Bénéfice marginal. L'axe des abscisses correspond à des quantités Q d'effort de gestion du bioagresseur. L'axe des ordonnées correspond aux valeurs (monétaires) P associées aux coûts et bénéfices.
Source : auteurs.



L'analyse coût-bénéfice montre qu'une allocation optimale des efforts de gestion est atteinte lorsque les coûts marginaux de ces efforts égalisent les bénéfices marginaux qu'ils permettent d'obtenir. A partir de cette quantité, il n'est pas souhaitable d'augmenter les efforts de gestion dans la mesure où le coût de chaque unité d'effort supplémentaire devient supérieur au bénéfice que cette unité supplémentaire permet d'obtenir. En dénotant CM et BM, respectivement, les coûts et bénéfices marginaux de gestion d'un bioagresseur, on représente la quantité d'effort optimale d'un exploitant privé qui se matérialise au point A. On obtient ainsi la quantité optimale d'effort Q_A que ce dernier met en place afin de limiter les impacts négatifs du bioagresseur et de générer un bénéfice dont cet exploitant jouit individuellement⁴³. Dans la mesure où ce bioagresseur se propage au-delà des frontières de

⁴³ On pourrait matérialiser ce bénéfice par l'aire du triangle formé par les droites « CM privé » et « BM privé » à gauche du point A.

l'exploitation, les choix de gestion, ici les quantités d'effort mis en œuvre par l'exploitant, affectent les quantités de bioagresseurs présents sur les propriétés voisines et, ainsi, le bien-être des exploitations dans lesquelles le bioagresseur se propage. La quantité optimale QA choisie par l'exploitant ne tient pas compte de cette connectivité et donc des bénéfices externes de la gestion. Il est ainsi probable que ce dernier mène un contrôle du bioagresseur trop faible d'un point de vue sociétal qui serait atteint en B, lorsque les coûts marginaux privés de l'exploitant sont égaux aux bénéfices marginaux collectifs qu'ils permettent de générer.

On retrouve ici un résultat de Regev *et al.* (1976) repris par la suite dans de nombreux articles dont notamment Perrings *et al.* (2002) ou Wilen (2007). La littérature récente s'est attachée à mieux caractériser la zone d'inefficience (hachurée en rouge dans la Figure 2-5). Cette littérature, s'appuyant sur des analyses bioéconomiques modélisant les choix de gestion dans un cadre spatio-temporel dans lequel une nuisance se diffuse, a notamment cherché à identifier des résultats qualitatifs sur les facteurs permettant d'expliquer les raisons et l'ampleur de l'inefficacité sociale de la gestion privée. Deux principales catégories de facteurs ont été étudiées. La première concerne les facteurs biophysiques de la nuisance : la quantité de bioagresseurs, la dynamique de reproduction intra-parcellaire et de dispersion extra-parcellaire, le degré de connectivité. En particulier, Grimsrud *et al.* (2008) montrent que l'inefficacité sociale est faible lorsque la quantité de mal public dans les exploitations est faible. Martinez (2021) confirme ce résultat et met en évidence que l'inefficacité d'une gestion privée ne croît pas de manière monotone avec la quantité de mal public. Liu et Sims (2016) montrent qu'une forte connectivité des parcelles, qui induit une propagation importante des bioagresseurs, rend une gestion privée plus inefficace, un résultat que nous retrouvons également chez Aadland *et al.* (2015) qui montrent que des taux plus élevés de dispersion des nuisibles entre les propriétés réduisent les incitations au contrôle privé. Enfin, Atallah *et al.* (2017) montrent que la reproduction intra-parcellaire des bioagresseurs explique également l'inefficacité sociale car elle détermine les choix de contrôle au sein des exploitations et donc l'externalité entre voisins.

La seconde catégorie de facteurs concerne les déterminants des coûts et des bénéfices. Epanchin-Niell et Wilen (2015) et Costello *et al.* (2017) montrent que lorsque les coûts du contrôle sont extrêmes pour l'agriculteur (soit faibles, soit élevés) par rapport aux bénéfices, l'inefficacité sociale de la gestion privée est faible. Atallah *et al.* (2017) et Fuller *et al.* (2017) ajoutent que plus l'hétérogénéité des gains issus de la coopération est grande, plus le problème d'inefficacité est important. En complément de ces résultats, Liu et Sims (2016) analysent l'hétérogénéité des exploitations et montrent que les grandes propriétés ont un plus grand intérêt à contrôler le mal public que les petites, car le ratio bénéfice/coût du contrôle y est plus élevé. Ils concluent que le mal public se propage plus rapidement dans les paysages constitués de nombreuses petites exploitations que dans ceux avec un nombre restreint de grandes exploitations car ces dernières ont plus d'incitation à contrôler le bioagresseur. Ils en déduisent que la gestion privée est plus inefficace dans le premier cas que dans le second.

Si la gestion collective et centralisée amène à des efforts de gestion plus significatifs à l'échelle du paysage du fait d'une prise en compte des bénéfices externes de la gestion (passage du point A au point B dans la figure 2-5), elle permet également d'allouer spatialement les efforts de gestion de manière optimale. En particulier, parce que les coûts marginaux ne sont pas nécessairement homogènes dans l'espace, la gestion centralisée permet, le cas échéant, de bénéficier d'un contrôle à des coûts marginaux plus faibles. Graphiquement, l'allocation optimale à l'échelle du paysage se situe au point C, lorsque les coûts marginaux collectifs sont égaux aux bénéfices marginaux collectifs. La littérature s'est également emparée de cette question, et la modélisation bioéconomique a été mobilisée afin de mieux appréhender l'inefficacité sociale d'une gestion privée du fait d'un ciblage non optimal des efforts de gestion. Kovacs *et al.* (2014) comparent gestion privée et gestion collective d'un ravageur forestier impactant un ensemble de municipalités adjacentes munies chacune d'un budget limité. Tenant compte de la dynamique spatiale de la propagation du ravageur et de la variation des dommages dans le paysage, ils montrent que la gestion privée était sous optimale, notamment du fait qu'elle ne permettait pas de contraindre efficacement la dynamique de propagation. A cela vient s'ajouter l'abondante littérature portant sur la gestion centralisée des bioagresseurs et autres invasifs qui met en évidence l'importance de stratégies de gestion spatialement ciblées visant à maximiser le ratio bénéfice/coût des efforts de gestion en tenant compte des dynamiques de propagation (e.g. Jardine et Sanchirico, 2018 ; Martinez, 2021).

2.3.1.2. Les interactions stratégiques et leurs natures

Un des ingrédients du problème que la Figure 2-5 ne permet pas de mettre en évidence explicitement et qui pourtant est un facteur clé à l'origine de l'inefficacité des stratégies de gestion privées, est qu'elles ne sont pas

indépendantes les unes des autres. On parle d'interactions stratégiques entre exploitants, et l'idée sous-jacente est que lorsqu'un bioagresseur se propage d'une exploitation à une autre, les exploitants choisissent a priori leur stratégie de gestion en fonction des stratégies de leurs voisins, mais sans concertation. En particulier, un exploitant est susceptible d'accroître son effort lorsque ses voisins font de même ou à l'inverse de les réduire lorsque ses voisins les augmentent. Dans le premier cas on parle de complémentarité stratégique et dans le second de substituabilité stratégique. La question centrale est donc de savoir si, indépendamment des conditions initiales et de la dynamique de propagation des bioagresseurs, les décisions privées se renforcent ou se compensent mutuellement. En d'autres termes, faut-il s'attendre à des problèmes de passager clandestin ou à des décisions en domino ? La réponse à cette question est déterminante pour évaluer l'inefficacité d'une gestion privée mais également pour définir les moyens permettant d'y remédier.

Plusieurs articles analysent le problème de gestion privée d'un mal public mobile en s'appuyant sur la théorie des jeux. C'est le cas de Bhat et Huffaker (2007), Buyuktahtakin *et al.* (2013), Atallah *et al.* (2017), Costello *et al.* (2017), Siriwardena *et al.* (2018) ou Martinez (2021). Il existe deux perspectives opposées dans cette littérature, ce qui conduit à considérer le problème de gestion privée des bioagresseurs soit comme un jeu avec des compléments stratégiques, soit comme un jeu avec des substituts stratégiques. En théorie des jeux statiques, le problème du passager clandestin fait écho à la tragédie des biens communs (Hardin, 1968) selon laquelle, appliquée à la gestion d'un bioagresseur dans un paysage connecté, chaque exploitant serait incité à ne pas contrôler le bioagresseur dans la perspective que ses voisins s'en chargent. Au contraire, des décisions en domino font écho au problème du maillon-faible initialement défini par Hirshleifer (1983) selon lequel l'efficacité collective de la gestion est compromise par la défection d'un unique exploitant qui, refusant de gérer le bioagresseur sur sa propriété, viendrait anéantir l'ensemble de l'effort collectif.

Dans le prolongement des contributions d'Arce et Sandler (2003) et de Rich *et al.* (2005) qui modélisent un jeu de gestion épidémique respectivement sous la forme d'un jeu statique maillon faible et d'un jeu répété de chasse au cerf⁴⁴, Costello *et al.* (2017) et Atallah *et al.* (2017) modélisent le problème de gestion privée en supposant un jeu avec des compléments stratégiques. Costello *et al.* (2017) décrivent leur modèle bioéconomique comme un analogue spatial du jeu à maillon faible, tandis que Atallah *et al.* (2017), sans pour autant qualifier leur modèle, supposent dans son interprétation que la fourniture de services de contrôle des bioagresseurs est un problème de bien public à maillon faible. De même, et bien qu'ils n'adoptent pas une perspective de théorie des jeux, Fenichel *et al.* (2014) et Epanchin-Niell et Wilen (2015) modélisent la gestion privée des bioagresseurs se propageant dans un paysage en tant que compléments stratégiques et supposent que le contrôle est un problème de bien public à maillon faible pour lesquels les efforts de gestion sont mutuellement renforçant.

A l'inverse, Bhat et Huffaker (2007) et Siriwardena *et al.* (2018) modélisent le problème de gestion comme un jeu avec des substituts stratégiques impliquant des comportements de parasitisme. Bien que ce ne soit pas dans une perspective de théorie des jeux, Grimsrud *et al.* (2008), Kovacs *et al.* (2014) ou Fuller *et al.* (2017) montrent également qu'en présence d'un bioagresseur qui se propage dans un paysage, les propriétaires privés sont incités à resquiller et à laisser les autres porter le fardeau.

L'une ou l'autre de ces perspectives est constitutive des facteurs qui expliquent l'inefficacité de la gestion privée, et est déterminante dans la manière de la réguler et de parvenir à la coopération. En effet, si l'ensemble de ces contributions met en avant une inefficacité sociale associée à la gestion privée du mal public mobile, ils en identifient des causes et donc des solutions de résolution distinctes. Ainsi, Grimsrud *et al.* (2008) montrent que l'inefficacité sociale due à la gestion privée augmente avec le niveau initial d'infestation alors que Costello *et al.* (2017) montrent que l'inefficacité est faible lorsque les coûts privés du contrôle sont extrêmes (soit faibles, soit élevés) par rapport aux bénéfices, ce qui suppose une inefficacité élevée pour des niveaux d'infection intermédiaires. Venant modérer ces analyses, Martinez (2021) revient sur les hypothèses de modélisation de ces approches mais également sur la signification de la substituabilité et de la complémentarité stratégique dans les modèles dynamiques. Ils montrent notamment qu'un même problème de gestion, selon la quantité de bioagresseurs répartis spatialement dans le paysage, peut présenter des stratégies individuelles qui se renforcent ou qui se compensent mutuellement. Ils en déduisent que l'inefficacité d'une gestion privée en présence d'un bioagresseur se propageant dans l'espace et dans le temps répond à un schéma complexe dont l'amplitude et les leviers dépendent des conditions initiales de l'infection et de sa dynamique. Comparant solutions centralisée et décentralisée, ils mettent en évidence que si

⁴⁴ Ces deux jeux sont des jeux dits de coordination et admettent de la complémentarité stratégique (i.e., des stratégies se renforçant mutuellement).

l'inefficacité d'une gestion privée est effectivement élevée pour des conditions d'infestation intermédiaires, son amplitude n'est en aucun cas une relation monotone avec les niveaux d'infestation. Comme le montrent Fenichel *et al.* (2014), il est possible de mettre en évidence des seuils sur les niveaux d'infestation dont le franchissement implique des transitions sur les interactions stratégiques. Plus on se rapproche de ces seuils, plus l'inefficacité due à la gestion privée est élevée.

2.3.2. Les logiques sous-jacentes aux politiques publiques

Une des hypothèses principales dans la littérature consiste à supposer que les politiques publiques ont pour principale finalité la maximisation du bien-être social⁴⁵ et donc l'implémentation, si nécessaire, de mécanismes permettant d'inciter ou d'imposer l'adoption de pratiques agricoles qui maximisent le bénéfice net social. Il s'agit de fait de définir des mécanismes permettant d'aligner intérêts privés et intérêts collectifs en rendant désirable par les agriculteurs l'adoption de pratiques agricoles socialement souhaitées.

La mesure des bénéfices nets privés et sociaux permet d'évaluer le manque à gagner des agriculteurs à adopter des pratiques de production alternatives mais également, le manque à gagner pour la société à ce que ces pratiques ne soient pas adoptées. C'est ce qu'on appelle les coûts d'opportunité des pratiques de production et leur évaluation permet (1) d'aider les agriculteurs à juger de l'opportunité d'adopter ou non de nouvelles pratiques, (2) d'apporter aux décideurs publics les informations nécessaires à la mise en œuvre de dispositifs incitatifs favorisant ces changements de pratiques.

En l'absence de facteurs comportementaux faisant intervenir des normes injonctives ou des facteurs dispositionnels invoquant des préférences morales (voir section 2.1.2.2), convaincre les agriculteurs d'adopter des pratiques innovantes moins rentables que leurs pratiques actuelles en invoquant des arguments liés aux bénéfices sociaux de ces pratiques a de fortes chances de s'avérer difficile. Favoriser l'adoption de pratiques innovantes – *via*, par exemple, des systèmes de subventions, de normes, de taxes, de compensations, *etc.* – est ainsi un moyen d'atteindre des objectifs de régulation socialement désirables.

2.3.2.1. Quand et comment réguler les décisions individuelles ?

La régulation est l'action permettant d'assurer le fonctionnement correct d'un système complexe. Nous supposons ici que ce fonctionnement correct fait référence à l'objectif d'une maximisation de bien-être social *via* le contrôle d'un bioagresseur dans un paysage connecté. Comme on l'a vu, l'adoption d'une pratique agricole à l'échelle d'une exploitation visant, par exemple, à limiter la prévalence d'un bioagresseur, produit des bénéfices privés nets (positifs ou négatifs) mais également des bénéfices externes nets (positifs ou négatifs) *via* l'externalité que produit cette pratique sur les exploitations voisines. Les travaux de Pannell (2008, 2009) et Pannell *et al.* (2020), et notamment le cadre d'analyse qu'il propose dans son article séminal de 2008, permettent de synthétiser simplement la question de savoir quand et comment réguler les actions individuelles. Cette question dépend des bénéfices nets privés et externes d'un changement de pratique à l'échelle de l'exploitation. Comme le montre Pannell *et al.* (2006), ces bénéfices sont susceptibles de varier très fortement selon les contextes et les pratiques. Certaines pratiques pourront ainsi avoir des impacts positifs ou négatifs aussi bien individuellement que socialement alors que d'autres pourront être profitables à l'échelle de l'exploitation mais coûteuses socialement ou inversement.

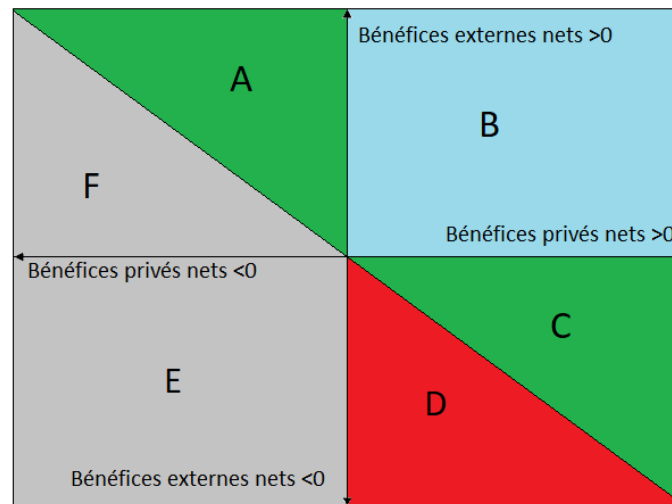
Les bénéfices nets privés et externes des changements de pratiques peuvent être représentés dans un graphique en deux dimensions (Figure 2-6). Chaque changement de pratique, matérialisé par un point dans le graphique, admet des bénéfices nets privés qui peuvent être positifs (à droite de l'abscisse) ou négatifs (à gauche de l'abscisse). De même, chaque changement de pratique admet des bénéfices nets externes qui peuvent eux aussi être positifs (partie supérieure de l'ordonnée) ou négatifs (partie inférieure de l'ordonnée). Le statu quo est matérialisé à l'origine du graphe et il est également possible qu'un changement de pratique admette des bénéfices externes nuls (s'il n'y a pas d'externalité), des bénéfices privés nuls (si le changement de pratique n'a aucun effet), voire les deux conjointement. La seconde bissectrice qui partage les deuxième et quatrième

⁴⁵ Nous discutons en fin de section des autres finalités qui peuvent motiver la mise en place d'une politique publique.

quadrants en deux secteurs congruents (respectivement C,D et A,F) matérialise l'ensemble des changements de pratiques dont la somme des bénéfices nets privés et externes s'annule. Dans ce cas les bénéfices nets privés et externes ne sont pas alignés et viennent exactement se compenser, le bénéfice net social du changement de pratique est nul⁴⁶.

Figure 2-6. Quand et comment réguler le cas échéant.

Zone A : Régulation avec compensation des pertes privées. Zone B : Régulation basée sur information ou accompagnement. Zone C : Régulation visant à compenser les pertes sociales. Zone D : Régulation visant à dissuader ou interdire la pratique. Zone E et F : pas de régulation. Source : d'après Pannell et al. (2006)



Observons tout d'abord qu'il existe des cas pour lesquels la régulation n'est pas souhaitable parce que non profitable pour l'exploitant comme pour les autres agents (zone E). A l'inverse, certains changements de pratique peuvent être mutuellement bénéfiques et produire des bénéfices privés et externes nets positifs (zone B). Si on peut alors supposer que l'exploitant viendra de lui-même adopter ce changement de pratique qui lui est profitable, la régulation peut dans ce cas être informative et s'appuyer sur des campagnes de communication concernant la rentabilité individuelle et collective de cette nouvelle pratique ainsi que sur une assistance pour sa mise en œuvre (Pannell, 2008 ; Pannell *et al.*, 2020). Certaines pratiques peuvent être bénéfiques pour l'exploitant mais coûteuses pour les autres agents. C'est notamment le cas des changements de pratique qui se matérialisent dans les zones C et D. La principale différence entre ces deux zones est que l'une se situe au-dessus de la bissectrice (zone C), l'autre en deçà (zone D). Dans les deux cas, l'exploitant a intérêt à adopter le changement de pratique mais les bénéfices qu'il obtient font plus que compenser les pertes collectives dans la zone C, ce qui n'est pas le cas dans la zone D. Les bénéfices nets sociaux (externes + privés) sont positifs dans la première zone mais négatifs dans la seconde. La régulation visera à dissuader l'agriculteur d'adopter cette pratique dans la zone D, à promouvoir un mécanisme de compensation de la société par l'agriculteur dans la zone C. Des changements de pratiques peuvent également être coûteux pour l'exploitant mais bénéfiques pour les autres agents. C'est le cas des zones A et F. Dans la zone A les bénéfices externes nets des changements de pratique font plus que compenser les pertes que subit l'agriculteur. Il est donc socialement souhaitable d'inciter ce dernier à adopter ce changement de pratique, soit en implémentant un mécanisme incitatif type subvention ou paiement pour service rendu, soit avec une obligation réglementaire ou encore par un accord volontaire entre agents. Dans la zone F au contraire, les bénéfices externes nets font moins que compenser les pertes de l'agriculteur. Il s'ensuit que comme pour la zone D, le bénéfice net social du changement de pratique est négatif rendant ce dernier non souhaitable. Nous concluons que la régulation ne sera pas souhaitable dans les zones E et F, qu'elle visera à dissuader l'agriculteur d'adopter un changement de pratique dans la zone D, de promouvoir des mécanismes de compensations ou de subvention dans les zones A et C et éventuellement de faire des campagnes de communication dans la zone B⁴⁷.

⁴⁶ NB : A l'inverse de Pannell (2008), nous supposons que le bénéfice social d'un changement de pratique est le bénéfice privé plus le bénéfice externe. Pannell au contraire considère que le bénéfice privé ne fait pas partie de ce qu'il appelle le bénéfice collectif et qui correspond de fait au bénéfice social auquel on soustrait le bénéfice individuel de l'agriculteur.

⁴⁷ Comme le montre Pannell (2008), la considération de coûts de transaction, de coûts d'apprentissage, voire d'un délai dans

2.3.2.2. Comment réguler les décisions individuelles ?

Promouvoir des pratiques agricoles pour une régulation des bioagresseurs qui maximise le bien-être social ne signifie pas nécessairement l'internalisation pigouvienne des externalités (Pigou, 1920). L'approche pigouvienne suppose que les externalités sont des imperfections de marché qui requièrent une intervention de l'Etat pour en faire payer le coût à l'agent qui en est responsable, l'objectif étant de juguler au mieux ces imperfections. La taxe pigouvienne consiste à faire payer à l'émetteur de l'externalité négative le coût social de sa pratique et, ainsi, l'incite à promouvoir des pratiques alternatives en étant exemptes. Si l'internalisation pigouvienne convient parfaitement à une régulation visant à dissuader l'agriculteur d'adopter une pratique agricole constitutive de la zone D (Figure 2-6), ce n'est pas nécessairement le cas lorsqu'on se trouve dans les autres zones du graphique. Comme le montre Coase (1960), il peut exister des cas pour lesquels il peut être optimal qu'un agent adopte des pratiques engendrant des bénéfices externes nets négatifs. C'est le cas par exemple des pratiques constitutives de la zone C qui sont profitables pour l'agriculteur bien que dommageables (dans une moindre mesure) pour les autres agents. Pour Coase, dans cette configuration il est souhaitable socialement que l'agriculteur adopte cette nouvelle pratique mais vienne compenser ses voisins *via* un accord volontaire obtenu à l'amiable *via* un marchandage, c'est-à-dire par une négociation entre les agents. Cette procédure de marchandage revient à formaliser le problème des effets externes en termes de marchés manquants (Arrow, 1969). Si on suppose une relation bilatérale pour chaque externalité entre l'agriculteur qui la produit et celui qui la reçoit, alors une solution optimale peut être atteinte (Laffont, 1987 ; Varian, 1995 ; Demsetz, 1996), à condition que les coûts de transaction (de marchandage) entre le producteur d'externalité et la victime de l'externalité (ou entre l'Etat et le pollueur) ne soient pas supérieurs à la différence entre bénéfice privé et bénéfice social. Une situation optimale peut être atteinte au moyen d'un marchandage Coasien mais également *via* une mesure incitative reposant sur un principe pollueur payeur de type taxe pigouvienne, couplée à des mesures de compensation permettant qu'aucun agent ne soit lésé du fait de l'adoption de cette nouvelle pratique.

Que la régulation soit spontanée et implémentée par un accord volontaire négocié entre agriculteurs ou par des mesures incitatives ou réglementaires imposées par un agent tiers, la notion de responsabilité est un enjeu important en matière de régulation des externalités. Dans l'approche pigouvienne, l'agent à l'origine d'un dommage externe doit en assumer le coût. A l'inverse, celui prodiguant un bénéfice externe doit en collecter les fruits. Les externalités n'ayant pas de prix et n'étant pas spontanément régulées par le marché, il convient d'y remédier et d'en faire payer ou bénéficier les producteurs afin qu'une gestion optimale des ressources puisse être atteinte. Dans cette perspective, un principe pollueur-payeur (e.g. taxe) est appliqué au producteur d'une externalité négative. Un principe bénéficiaire-payeur (e.g. paiements pour services environnementaux) est en revanche appliqué afin de compenser l'agriculteur produisant une externalité positive. Par exemple, un principe pollueur-payeur sera adéquat pour des pratiques constitutives des zones C et D (Figure 2-6) alors qu'un principe bénéficiaire-payeur le sera pour des pratiques constitutives de la zone A. Si on considère maintenant un marchandage bilatéral entre agriculteurs, la responsabilité devrait imposer que les termes de l'accord soient en faveur de l'agriculteur produisant l'externalité positive dans la zone A et qu'elle soit en faveur de l'agriculteur subissant l'externalité négative dans la zone C. Il est à noter qu'aucun accord acceptable ne devrait exister dans la zone D dans la mesure où l'externalité négative ne peut être compensée puisque plus importante que les bénéfices nets que cette pratique permet d'obtenir. Il faudra dans ce cas recourir à une approche dissuasive type taxe ou à une réglementation obligatoire.

Si, dans la pratique, la responsabilité constitue un ingrédient essentiel de la régulation, théoriquement, comme le montre Coase (1960), les principes pollueur-payeur et bénéficiaire-payeur produisent le même résultat. Pour le comprendre il est utile de rappeler l'exemple sur lequel Coase s'appuie afin d'étayer son argumentation : le problème d'allocation des terres entre élevage et culture. Coase considère dans son exemple trois agents : un cultivateur, un éleveur et un régulateur. L'éleveur choisit la taille de son cheptel, le cultivateur le volume de sa production, le régulateur devant faciliter l'allocation optimale des ressources si aucun accord volontaire ne survient spontanément. Le bétail est supposé produire un coût externe dans le sens où il peut endommager les cultures du cultivateur lorsqu'il s'égaré. Plus le cheptel est grand et plus les cultures sont impactées. Pour définir la taille du cheptel et le volume de culture optimal, la notion de responsabilité impose que, dans la mesure où l'éleveur crée un dommage au cultivateur, il doit le compenser financièrement des pertes que le cheptel lui occasionne. La taille optimale du cheptel et des cultures est ainsi déduite de l'arbitrage entre le bénéfice marginal additionnel d'une tête de bétail pour l'éleveur et la perte

l'adoption de nouvelles pratiques distord ces secteurs bien définis et est susceptible de complexifier cette catégorisation.

marginale additionnelle du cultivateur du fait de cette tête supplémentaire. L'allocation optimale des terres peut ainsi se réguler par un mécanisme de marché qui permet de définir la juste quantité de terre allouée pour l'élevage et pour la culture. Ce mécanisme s'appuie par exemple sur une compensation monétaire de la part du responsable de l'externalité (l'éleveur). Coase démontre qu'une allocation collectivement optimale identique est obtenue lorsque c'est le cultivateur qui compense l'éleveur afin que ce dernier n'ait pas de tête de bétail supplémentaire venant endommager ses cultures. Un accord est accepté par les deux exploitants lorsque le manque à gagner pour l'éleveur d'avoir une tête de bétail supplémentaire (i.e., le coût externe produit par le cultivateur) est inférieur au gain obtenu par le cultivateur du fait que cette tête de bétail supplémentaire ne soit pas là. Le montant alloué par le cultivateur compense alors la perte induite pour l'éleveur. Dans un cas comme dans l'autre la compensation répond à une nuisance. Le cultivateur a un coût externe du fait de l'activité d'élevage. Au même titre, l'éleveur subit une nuisance s'il ne peut librement avoir une tête de bétail supplémentaire. La responsabilité ne fait que déterminer qui doit compenser l'autre et donc lequel de ces deux exploitants est en droit de nuire à l'autre. Dans cet exemple, cette question est résolue du fait de l'existence de droits de propriété. Elle constitue néanmoins un enjeu critique car la notion de responsabilité légale est parfois mal définie. C'est notamment le cas concernant les bioagresseurs dans la mesure où un agriculteur dont l'exploitation est impactée par un bioagresseur n'est généralement pas responsable de son introduction et qu'il est difficile de le tenir responsable de sa propagation dans des propriétés voisines (Perrings *et al.*, 2002)⁴⁸. Cela pose problème pour arbitrer correctement entre les choix d'adoption de différentes stratégies de gestion à l'échelle de l'exploitation, et ce d'autant plus que d'autres coûts externes, cette fois associés à des pratiques de lutte comme par exemple l'usage de pesticides, sont également difficilement internalisables⁴⁹. De fait, la compensation des coûts externes est contingente au droit, à la faisabilité d'internaliser ces coûts externes, mais également à la désirabilité d'une telle stratégie en termes de bien-être collectif.

Accords volontaires

Comme initialement suggéré par Coase (1960), un contrôle coopératif est susceptible d'émerger spontanément car les propriétaires fonciers admettent un intérêt commun au contrôle du mal public (e.g. bioagresseur) se propageant dans leurs propriétés (Fenichel *et al.*, 2014 ; Epanchin-Niell *et al.*, 2010 ; Epanchin-Niell et Wilen, 2015 ; Hershendorfer *et al.*, 2007 ; Wilen, 2007 ; Bhat et Huffaker, 2007 ; Fiege, 2005). Wilen (2007), par exemple, montre qu'une série d'accords de gestion bilatéraux pourraient être implémentés entre voisins et réduire considérablement les coûts sociaux associés à la propagation des bioagresseurs. De même, Bhat et Huffaker (2007) proposent une stratégie de paiement entre voisins qui induit des niveaux de contrôle socialement optimaux. Corroborant ces résultats, Fenichel *et al.* (2014) mettent en évidence qu'une série de transactions localisées entre voisins est susceptible de rendre plus efficace le contrôle et d'atteindre des améliorations au sens de Pareto⁵⁰. Toujours dans une perspective coasienne, la coordination des stratégies de gestion *via* un régulateur autofinancé localement (e.g. coopérative de gestion à l'échelle d'une juridiction) a également été envisagée (Hershendorfer *et al.*, 2007 ; Epanchin-Niell et Wilen, 2015). Epanchin-Niell et Wilen (2015) montrent notamment qu'une stratégie financée par des contributions volontaires à un fond de gestion commun est susceptible d'apporter des gains substantiels même lorsque la coopération est imparfaite. Ils envisagent un mécanisme de financement à point pivot dans lequel les contributions ne sont collectées et le contrôle n'est mis en œuvre que si le total des contributions est suffisant pour financer l'activité de contrôle proposée. Ils constatent que dans des conditions de coût où le contrôle coordonné est socialement profitable, des coopératives de gestion sont souhaitables si les coûts de transaction restent faibles⁵¹.

⁴⁸ Un cas connexe (le cas Boulston) est discuté par Coase concernant la responsabilité d'un propriétaire terrien sur le niveau de prévalence de lapins dans les propriétés voisines du fait de l'élevage.

⁴⁹ L'internalisation est la prise en compte, au sein des charges d'une entreprise, des coûts externes causés par les activités de celle-ci.

⁵⁰ Une amélioration au sens de Pareto est une allocation qui améliore le sort d'au moins un individu sans détériorer celui des autres.

⁵¹ Une transaction entre agents admet des coûts, notamment des coûts d'information, de négociation, d'implémentation et de contrôle du contrat coordonné. Ces coûts de transaction sont susceptibles de rendre la transaction non profitable. Ils sont également un argument avancé par Coase (1960) afin de justifier les conditions pour lesquelles une solution coopérative par marchandage n'est pas envisageable.

Fonds assurantiels

Dans une perspective de contribution volontaire à un mécanisme de compensation collective, Cabrales *et al.* (2003) s'appuient sur un exemple réel et analysent un mécanisme autogéré d'assurance mutuelle entre agriculteurs visant à indemniser les propriétés subissant des dommages. Bien qu'appliqué à la gestion des feux plutôt que des bioagresseurs, ce mécanisme est pertinent en matière de gestion coopérative. Il s'appuie sur la valeur foncière des exploitations pour déterminer les montants de contributions et d'indemnisation. En cas de sinistre, le propriétaire reçoit une indemnité égale au maximum à la valeur annoncée de sa propriété selon l'importance des dommages. Cette compensation financière est effectuée par les autres membres de la coopérative, qui paient au prorata de la part que représente la valeur annoncée de leur propre bien par rapport au total des valeurs annoncées. Dans une perspective semblable et cette fois appliquée à la gestion des bioagresseurs, Goodwin et Piggott (2009) proposent un modèle pour quantifier les risques d'infection et estimer les taux d'indemnisation/de cotisation à un fond d'assurance associé. Les risques et les taux de cotisation sont estimés pour des contrats annuels de gestion des risques qui verseraient aux producteurs une indemnité prédéterminée dans le cas où leur verger s'avérerait être infecté par un bioagresseur. Ils montrent notamment l'importance des types de production mais également des caractéristiques des exploitations comme facteurs associés au risque d'infection et donc au contrat. Bekkerman *et al.* (2012) proposent un fond de contribution obligatoire de type assurantiel visant à indemniser pour partie les efforts de contrôle privé au cours d'une infestation. Le fond serait alloué aux producteurs subissant la nuisance, ainsi qu'à ceux qui se trouvent à proximité afin d'encourager le contrôle des foyers d'infection et contenir la dynamique de propagation. Ils montrent que la collecte de fonds n'induirait pas de coûts économiques substantiels mais réduirait les coûts des nuisances en améliorant leur contrôle et en réduisant leur dynamique de propagation. Un atout important de ce mécanisme est l'incitation individuelle à déclarer les infestations. Enfin, Richards *et al.* (2008) analysent des formes de contrats de produits dérivés sur la gestion des risques encourus du fait d'invasion d'insectes ravageurs. Ces contrats d'assurance entre agriculteurs et fonds assurantiels prévoient le paiement d'une compensation financière conditionnée au dépassement d'un seuil sur la densité de la population de ravageurs à une date convenue par le contrat. Ils s'intéressent au design de ces contrats et notamment, à leur coût, à la mesure des compensations et à l'estimation des risques selon les niveaux de reproduction et de propagation des ravageurs en fonctions des caractéristiques du phénomène invasif.

Règlementations

Lorsque les inefficacités collectives ne trouvent pas de solution par des accords volontaires, il peut être nécessaire de réguler les décisions individuelles. La réglementation est largement utilisée pour modifier les pratiques individuelles en interdisant ou en exigeant des pratiques et des comportements particuliers. Elle est utilisée par exemple, pour imposer le contrôle de certaines espèces végétales, l'arrachage obligatoire ou la mise en quarantaine permettant de ralentir la dynamique de propagation⁵². Si une réglementation peut être efficace dans la mesure où elle permet d'imposer aux agents privés des pratiques socialement désirables, elle peut aussi être mal appliquée, mal calibrée (e.g. Rimbaud *et al.*, 2015, 2019), voire impliquer des effets pervers, par exemple lorsqu'une même mesure s'applique de manière homogène dans un territoire au sein duquel l'enjeu de régulation s'exprime de manière hétérogène. La réglementation peut alors s'avérer très coûteuses pour certains, et inciter à la recherche de moyens de contourner la réglementation, voire à de la fraude.

Mécanismes incitatifs

Bien qu'il existe en économie une très large littérature sur les fondements théoriques des mécanismes incitatifs, sur leur applicabilité (y compris en matière de régulation environnementale et agricole), et sur la comparaison de ces différents mécanismes entre eux, les applications au problème de gestion des bioagresseurs et des agents nuisibles impactant les exploitations sont relativement peu nombreuses. Une des explications à ce manque de littérature est que la coordination de la lutte contre les bioagresseurs est soit réglementaire et obligatoire, soit spontanée et volontaire. De ce fait, dans la pratique, les instruments incitatifs comme les taxes, les permis

⁵² Par exemple, l'arrêté du 9 juillet 2021 relatif à la lutte contre le Plum pox virus, agent causal de la maladie de la sharka (<https://www.legifrance.gouv.fr/eli/arrete/2021/7/9/AGR2111179A/jo/texte>) publié au JORF n°0163 du 16 juillet 2021, texte n° 61.

négociables ou les enchères environnementales sont relativement peu adaptés à ce problème de régulation. Il faut cependant souligner que des paiements pour services environnementaux (e.g. disposition européenne 2014FR06RDRP091⁵³) et des subventions incitatives sont implémentés.

Dans une perspective qui reste largement conceptuelle, plusieurs articles analysent les effets de mécanismes incitatifs sur la régulation privée d'un mal commun se propageant. Ainsi par exemple, Ay et Gozlan (2020) montrent qu'une taxe ou une subvention permettent d'atteindre une gestion optimale du bioagresseur dans l'espace. Bekkerman *et al.* (2012) ont une conclusion plus mitigée et notent qu'à l'opposé des fonds assurantielles qui encouragent les producteurs à signaler les foyers d'infestations, l'implémentation de permis négociables ou de taxes sur les propriétés infectées nécessitent un contrôle externe dans la mesure où les producteurs sont alors incités à sous-déclarer les niveaux d'infestation pour éviter d'être taxés ou pénalisés. Fenichel *et al.* (2014) ajoutent qu'une taxe peut avoir un effet pervers et est susceptible de diminuer le contrôle privé lorsqu'elle impacte trop fortement le produit d'exploitation, incitant les exploitants à contrôler moins le bioagresseur. Enfin, McDermott *et al.* (2013) analysent les conditions pour que deux mécanismes incitatifs (une pénalité et une subvention) encouragent le contrôle et l'éradication d'une espèce invasive mobile dans le cadre d'un problème de gestion décentralisée. Ils montrent que l'efficacité de ces mécanismes dépend de l'état de l'infection, de la dynamique de propagation, des coûts économiques résultant de leur élimination et des dommages qu'ils causent dans les propriétés adjacentes. Les incitations économiques pour l'éradication sont particulièrement efficaces lorsque l'état de l'invasion est faible et que les dommages causés dans les propriétés adjacentes sont élevés. Quel que soit l'état de l'invasion, le recours à ces incitations est d'autant plus socialement efficace que la dynamique de propagation est élevée. A ces différents résultats qualitatifs sur la relation entre mécanismes incitatifs et efficacité sociale de la gestion s'ajoute une littérature visant à analyser les instruments favorisant le contrôle des espèces invasives *via* la taxation des imports et exports de produits et ou de nuisibles. Warziniack *et al.* (2013) analysent les impacts d'une taxe sur les exportations en considérant l'exemple de la taxation des transports maritimes récréatifs afin de limiter la propagation d'agents invasifs. Comme dans le cas bien étudié d'une taxe pigouvienne sur les externalités liées aux importations, ils mettent en évidence qu'une taxe sur les exportations peut réduire le bien-être dans la mesure où elle peut modifier la demande pour les transports récréatifs et ainsi réduire les revenus collectifs. Dans la même lignée, plusieurs articles analysent les tarifs douaniers afin de réguler les agents invasifs colportés par les échanges commerciaux. Costello et McAusland (2003) ou Tu *et al.* (2008) montrent que les tarifs douaniers visant à réguler les agents invasifs viennent modifier la composition de la production nationale et sont en mesure de favoriser de nouvelles importations susceptibles d'abriter des agents et espèces invasives.

Mécanismes cognitifs et informationnels de type nudges⁵⁴

Les mécanismes cognitifs et informationnels permettent également de modifier les pratiques des agents, soit en changeant leur perception, soit en modifiant les conséquences de leurs décisions (Heberlein, 2012 ; McKenzie-Mohr, 2000 ; Wilson *et al.*, 2016 ; Pannell, 2008 ; Pannell *et al.*, 2020) ou encore en facilitant une coordination *via* des approches participatives établissant des visions partagées (Ayer, 1997 ; Toleubayev *et al.*, 2007 ; Mead, 2016 ; Thomsen et Caplow, 2017 ; Graham *et al.*, 2019). Parmi ces mécanismes, on compte notamment la communication et la sensibilisation sur de nouvelles pratiques, la diffusion d'informations visant à promouvoir des valeurs ou des normes sociales existantes, ou encore un appui permettant de faciliter l'accès et l'application de nouvelles pratiques (Pannell, 2008 ; Wilson *et al.*, 2016 ; Epanchin-Neil, 2017). Ces mécanismes peuvent être mis en œuvre *via* le conseil, par exemple.

Relativement peu d'analyses ont cherché à comparer ces mécanismes à des mécanismes incitatifs ou réglementaires. Pannell (2008, 2009) ou Pannell *et al.* (2020) mettent en évidence l'intérêt de ces mécanismes, notamment lorsque bénéfices nets privés et collectifs sont alignés (zone A de la Figure 2-6). L'avantage de ces mécanismes est qu'ils sont relativement peu coûteux et efficaces si le changement de pratique est profitable autant individuellement que collectivement (Pannell *et al.*, 2020). En revanche s'ils peuvent se révéler utiles lorsque bénéfices privés et externes ne sont pas alignés, ils ne sont alors pas suffisants pour assurer une

⁵³ Décision de la Commission n° CCI 2014FR06RDRP091 du 14 septembre 2015 portant approbation du programme de développement rural de Languedoc-Roussillon (France) en vue d'un soutien du Fonds européen agricole pour le développement rural.

⁵⁴ Les nudges sont des suggestions indirectes susceptibles d'influencer les motivations et inciter aux changements de comportements.

convergence vers l'optimum social et requièrent d'être couplés à des accords volontaires ou à des mécanismes incitatifs ou réglementaires.

La littérature sur les politiques mixtes vise à coupler mesures incitatives, réglementaires et informationnelles (e.g. Barton *et al.*, 2017 ; Bouma *et al.*, 2019). Par exemple, Kuhfuss *et al.* (2022) testent, avec une expérience décontextualisée de laboratoire, l'efficacité d'un bonus d'agglomération pour améliorer la coordination spatiale d'agriculteurs rejoignant un programme de paiements pour services environnementaux. Ils montrent que même lorsque les motivations environnementales sont présentes, adjoindre un nudge de comparaison sociale (par la signalisation que certains groupes se coordonnent mieux que d'autres et contribuent ainsi mieux à la fourniture d'un bien public environnemental) n'améliore pas la contribution du groupe, et peut même avoir un effet négatif en la décourageant.

2.3.3. L'économie politique des politiques publiques

Dans la section 2.3.2, nous présentons les logiques sous-jacentes des politiques publiques en partant du postulat que l'Etat joue le rôle d'un « dictateur bienveillant » qui cherche à maximiser le bien-être social. Cette approche normative permet de formuler des recommandations sur les politiques optimales à mettre en place, mais ne permet pas d'expliquer pourquoi les politiques publiques observées (dans le cadre de la régulation des bioagresseurs, de la gestion des couverts végétaux, ou plus généralement de la PAC) coïncident rarement avec les recommandations des économistes : elles sont de fait le produit d'un équilibre souvent instable entre forces sociales et politiques hétérogènes, qui déterminent les conditions d'acceptabilité des réformes, et sont contraintes par l'héritage des choix passés, par l'incertitude sur le futur, et par la connaissance imparfaite que les régulateurs ont des structures de production et de préférence des agents privés. La nouvelle économie politique se démarque du modèle de l'Etat Léviathan, omniscient et bienveillant, pour analyser plus précisément la nature du marchandage politique entre groupes d'intérêt et décideurs qui préside à la décision publique.

Dans cette perspective, il existe de fait une grande variété d'approches, certaines assez proches du cadre néoclassique et cherchant à formaliser le marché politique à la manière d'un marché économique (par exemple, Buchanan et Tullock, 1962 ; Stigler, 1971 ; Becker, 1983), d'autres s'inscrivant dans les sciences politiques ou la sociologie, et de nature plus qualitative (Jobert et Muller, 1987).

Un certain nombre de travaux a analysé à travers ce prisme le maintien des soutiens forts au secteur agricole, malgré le nombre décroissant d'agriculteurs (Gardner, 1989 ; Swinnen et Van der Zee, 1993), et les difficultés rencontrées par la PAC à se réformer pour améliorer son efficacité et sa capacité à répondre aux nouvelles attentes sociétales, notamment environnementales (par exemple : Mahé et Roe, 1996 ; Swinnen, 2008 ; Swinnen *et al.*, 2015 ; Ansaloni, 2015). Ces analyses expliquent comment, du fait des rapports de force entre groupes perdants et gagnants, et de la nature spécifique de la décision communautaire, la politique agricole commune est prisonnière des compromis politiques et de l'influence des lobbys, des décisions passées et des contraintes budgétaires.

2.3.4. Conclusion de section

Si la gestion des bioagresseurs relève d'abord de l'échelle individuelle, elle comporte également des dimensions collectives. En effet, lorsque les dommages causés par les bioagresseurs affectent le profit de l'exploitation, ils sont susceptibles de donner lieu à des stratégies de protection conçues et déployées à l'échelle individuelle. Cependant, du fait des dynamiques de propagation de certains types de bioagresseurs (et de certains ennemis naturels des bioagresseurs) très mobiles dans le paysage agricole, une gestion efficace de ces derniers nécessite une coordination de l'action au sein de collectifs, par exemple, à l'échelle d'un territoire. De plus, parce que les stratégies de lutte contre les bioagresseurs sont susceptibles de nuire à l'environnement (pollution, perte de biodiversité...) et/ou à la société (santé), elles engagent le choix social.

Les décisions privées découlent de divers déterminants, combinant des motivations économiques (rentabilité, travail...) ou non (conformité, préférences environnementales, normes sociales), que nous avons détaillés en section 2.1. Ces déterminants prennent peu ou mal en compte les enjeux collectifs de gestion commune des bioagresseurs d'un territoire, ou les effets externes sur la société. Les enjeux privés et collectifs de la gestion des bioagresseurs peuvent alors être divergents, ce qui induit un besoin de régulation des actions individuelles. Dans

cette section, nous avons mis en évidence les principales situations pour lesquelles la gestion des bioagresseurs par un ensemble de stratégies individuelles non coordonnées (gestion “privée”, par opposition à une gestion collective concertée ou à une gestion régulée par une puissance publique) est socialement inefficace et avons identifié les conditions pour lesquelles une coordination de l’action est souhaitable car collectivement profitable. Un premier élément concerne l’état d’infestation des parcelles. Le niveau d’inefficacité d’une gestion privée est relativement faible lorsque la prévalence du bioagresseur est soit faible, soit au contraire élevée. En effet, lorsque la prévalence est faible, il n’est ni individuellement ni collectivement profitable de contrôler le bioagresseur. Au contraire, lorsqu’elle est élevée, la gestion privée découle en un niveau d’effort de contrôle du bioagresseur important, rendant inutile l’action collective coordonnée. La coordination des stratégies de gestion est ainsi souhaitable à des niveaux intermédiaires de prévalence des bioagresseurs, et elle vise à inciter les exploitations à se coordonner pour atteindre un niveau d’effort pour la gestion des bioagresseurs plus élevés. Un second élément concerne le niveau de connectivité entre parcelles au sein du paysage, qui est liée au niveau de reproduction du bioagresseur à l’intérieur des parcelles et à sa capacité à se propager à l’extérieur de la parcelle infectée. Plus les parcelles sont connectées, plus les effets externes sont élevés, au sens où la non-gestion du bioagresseur sur une parcelle va conduire à une infection des parcelles voisines (externalité négative forte). Au contraire, un niveau de gestion élevé génère une externalité positive, en protégeant les parcelles voisines de l’infection. Parce que les exploitants ont tendance à ignorer ces effets externes, la coordination des stratégies de gestion est d’autant plus souhaitable que la connectivité est forte, et que la propagation du bioagresseur l’est aussi. Un troisième élément concerne les coûts et bénéfices de la gestion et leur hétérogénéité entre exploitations. Il est montré qu’une gestion privée souffre d’autant moins de problèmes d’inefficacité que les coûts de gestion sont soit faibles, soit élevés par rapport aux bénéfices qui en sont attendus. L’explication sous-jacente trouve des analogies avec celle concernant les niveaux de prévalence. Lorsque les coûts de protection sont faibles, l’action coordonnée est peu ou pas utile car les exploitations sont naturellement incitées à gérer le bioagresseur. A l’inverse, lorsque les coûts de protection sont très élevés par rapport aux bénéfices attendus, l’action individuelle comme collective n’est pas souhaitable. L’hétérogénéité des coûts et bénéfices de gestion est également pointée comme cruciale dans la mesure où les exploitations ayant des bénéfices faibles comparés aux coûts de protection sont peu incitées à faire des efforts individuellement. La structure du paysage, la taille et le nombre des exploitations sont ainsi des déterminants clés de l’inefficacité d’une gestion privée avec une coordination d’autant plus souhaitable que l’hétérogénéité est élevée.

Pour finir, les stratégies de protection des cultures comportent des niveaux de substituabilité et de complémentarité variables qui dépendent des stratégies elles-mêmes ainsi que d’éléments de contexte (e.g. prévalence, connectivité, reproduction...). Dans un cas comme dans l’autre, la coordination des stratégies de gestion est souhaitable afin d’éviter des comportements stratégiques de type « passager clandestin » ou « maillon faible ». Notons que ces besoins de coordination peuvent correspondre à des stratégies collectives locales (coordination entre exploitations voisines) ou globales (coordination du contrôle d’un ravageur invasif, réglementation de lutte obligatoire...).

La régulation est nécessaire lorsque les bénéfices publics de l’arrêt d’une pratique, comme l’utilisation des pesticides (ou, respectivement, la mise en œuvre d’une stratégie alternative de lutte) sont supérieurs aux coûts privés de cet abandon (ou, respectivement, de sa mise en œuvre s’il s’agit d’une pratique alternative). Si les coûts du changement pour l’agriculteur sont négatifs ou nuls, il a un bénéfice au changement (ou au moins pas de coût privé), et une action d’information et d’accompagnement peut suffire pour inciter à modifier les pratiques. Lorsque ces changements sont effectivement coûteux, il est nécessaire de mettre en place des incitations ou une réglementation pour prendre en compte les externalités environnementales. Ces incitations peuvent être positives, en subventionnant la pratique alternative, ou négatives, en taxant les activités polluantes.

On peut cependant noter que ces résultats s’appuient sur une approche de maximisation du bien-être social. Une partie de la littérature identifie d’autres motivations aux politiques publiques, telles que le soutien au secteur agricole, en étudiant le marchandage politique entre groupes d’intérêt et décideurs qui préside à la décision publique.

2.4. Historique de la spécialisation agricole : politiques publiques et facteurs sociotechniques

Auteurs : Valérie Angeon, Benoît Grimonprez, Mourad Hannachi, Sophie Thoyer, Mireille Navarrete

Contributrices ponctuelles : Laure Kuhfuss, Marianne Lefèbvre

Dans cette section, nous décrivons la manière dont les interactions entre les différents niveaux d'organisation socio-économiques décrits dans les sections précédentes ont évolué depuis la deuxième moitié du 20^{ème} siècle, et comment cela a conduit à une simplification des systèmes de production. Nous décrivons tout d'abord le rôle des politiques publiques et les grandes tendances de changement qu'elles ont produites jusqu'à la réforme de la PAC de 2014 qui a marqué un tournant en faveur de la diversification (sous-section 2.4.1), puis la manière dont les systèmes sociotechniques ont évolué du fait des interactions entre acteurs et niveaux d'organisation dans ce contexte (sous-section 2.4.2).

2.4.1. Le rôle des politiques publiques dans l'intensification de l'activité agricole et la perte de diversité végétale

Depuis sa mise en place en 1962, la PAC, qui représente aujourd'hui 35 % du budget européen mais qui a pesé jusqu'à 70% de ce budget dans les années 70, a fortement influencé l'évolution des structures agricoles, des systèmes de production et des choix de pratiques. Cela a eu des impacts directs et indirects sur la diversité végétale en milieu agricole. Pour repérer comment la politique agricole a pu avoir des conséquences sur la diversité végétale, nous distinguons différents niveaux de diversité de la végétation planifiée et associée :

- Niveau « parcelle » : la diversité génétique des individus cultivés sur une parcelle, recouvrant la diversité des espèces cultivées sur une même parcelle, le mélange de variétés, les peuplements complexes, l'enherbement contrôlé, etc.
- Niveau « exploitation » : la diversité des assolements et des rotations des cultures à l'échelle d'une exploitation
- Niveau « Infrastructures Agro-écologiques » (IAE) : la diversité et la richesse des espaces semi-naturels et de certains éléments fixes du paysage dans les écosystèmes cultivés ou en bordure de champ, de type bosquets, ripisylves, mares et zones humides, haies, arbres isolés, etc.
- Niveau « paysage » : la diversité végétale à l'échelle d'un paysage, résultant de la coexistence de différents systèmes de production agricole ainsi que d'une mosaïque d'espaces agricoles et (semi-) naturels. Ce niveau inclut aussi la spécialisation géographique des systèmes de production qui peut amener à l'uniformisation des paysages agricoles sur de grands territoires, voire des régions entières.

L'histoire de la PAC n'est pas linéaire. De multiples instruments d'intervention ont été mobilisés depuis 1962 pour accompagner le secteur agricole européen, avec des conséquences sur la diversité végétale des espaces agricoles. Soulignons d'emblée que, jusqu'à récemment, la PAC ne s'est jamais préoccupée directement de la diversité végétale. C'est en poursuivant des objectifs très différents, comme la modernisation de l'agriculture, le soutien des revenus agricoles, la compétitivité, ou le développement rural, qu'elle a pu avoir des effets indirects sur la diversité végétale.

Une analyse historique des différentes réformes de la PAC nous amène à distinguer deux grandes tendances qui se succèdent dans le temps : une première période durant laquelle les dispositifs de la PAC ont favorisé l'intensification des systèmes de production, et l'uniformisation végétale, à toutes les échelles, de la fin de la seconde guerre mondiale jusqu'au début des années 2000 ; et une deuxième période de la PAC se caractérisant par une attention plus grande portée aux enjeux environnementaux et qui s'est traduite par un processus –limité mais réel – d'encouragement à la diversification des cultures. De fait, la transition d'une tendance à l'autre n'est pas nette ni marquée dans le temps par un seuil précis ; elle résulte d'un processus assez lent de prise de

conscience des pouvoirs publics des impacts des activités agricoles sur l'environnement et la santé, de l'évolution des marchés, des filières et des attentes citoyennes.

Dans cette sous-section, nous présentons de manière générale quelles ont été les principales interventions publiques, à l'échelle européenne et française, qui ont contribué à ce phénomène d'uniformisation végétale. Les efforts vers une diversification végétale et les évolutions récentes de la PAC et du contexte législatif et réglementaire français seront présentés dans la section 2.5, afin de formuler quelques hypothèses sur les tendances à venir. Pour chacune de ces sections, nous précisons les principaux outils d'intervention publique et les mécanismes économiques sous-jacents (détaillés, de manière précise dans les sections 2.1 à 2.3) qui ont guidé les choix des acteurs des filières agricoles, notamment les agriculteurs, et ont pu ainsi contribuer à faire évoluer la diversité végétale des espaces agricoles pour les différents niveaux décrits ci-dessus. Mais il faut souligner d'emblée qu'il n'existe que très peu de littérature économique permettant d'établir un lien clair et univoque entre les instruments d'intervention de la PAC et leur impact sur la diversité végétale.

2.4.1.1. Le rôle de la PAC

La PAC de 1962 à 1992 : un système des prix garantis pour promouvoir l'intensification et la modernisation

La mise en place de la PAC est décidée avec la signature du Traité de Rome en 1957, qui se donne 5 objectifs pour le développement du secteur agricole des 6 pays fondateurs de la Communauté Economique européenne (CEE) : (1) accroître la productivité de l'agriculture en développant le progrès technique et en assurant un emploi optimum des facteurs de production, notamment de la main-d'œuvre ; (2) assurer un niveau de vie équitable à la population agricole ; (3) stabiliser les marchés ; (4) garantir la sécurité des approvisionnements ; (5) assurer des prix raisonnables aux consommateurs (Traité de Rome⁵⁵ article 39, 1957).

Pendant les 30 premières années de la PAC, le principal outil d'intervention a été le système des prix garantis. Il concernait surtout les grandes cultures et les produits de la filière bovine, jugés prioritaires pour atteindre l'autosuffisance alimentaire de la CEE. Les prix garantis offraient aux agriculteurs une sécurité sur les prix de vente de leur production, qui les encourageait à s'endetter pour investir et produire davantage.

Un prix garanti est l'équivalent, pour le producteur, d'une prime à la quantité produite : il incite donc les agriculteurs à produire plus, notamment en accroissant la productivité du travail et les rendements à l'hectare, par le recours à la mécanisation et aux intrants de synthèse (OCDE, 2011). C'est notamment dans cette dynamique que l'usage des pesticides a pris son essor (voir encadré 2-4) Par ailleurs, pour faciliter le recours à la mécanisation, et simplifier l'organisation du travail, de nombreux pays européens, dont la France, organisent à l'échelle communale le remembrement afin de rassembler les parcelles agricoles, jusque-là éparpillées et morcelées par les héritages successifs, autour des exploitations. On agrandit les parcelles en arrachant les haies, en supprimant les bosquets, en comblant les fossés et en détruisant les mares et les chemins creux (niveau « IAE »), à tel point d'ailleurs que la France s'inquiétera des conséquences environnementales et imposera à partir de 1976 une étude d'impact pour tout projet de remembrement (Philippe et Polombo, 2009). Il est estimé qu'entre 1975 et 1987, la France a perdu 45 000 km de linéaires de haies (Pointereau et Coulon, 2006). Les exploitants agricoles « modernisateurs », encouragés en France par les politiques structurelles de 1960-62 (voir section 2.4.1.2), rachètent du foncier pour s'agrandir, le structurent et éliminent les obstacles à la mécanisation, et commencent à spécialiser leurs systèmes de cultures. Ces tendances varient selon les zones. Elles sont plus accentuées dans les territoires propices à l'extension des cultures céréalières (Philippe et Polombo, 2009). Cette tendance est par exemple illustrée par l'étude de Poudevigne et Alard (1997) qui évalue la dynamique des paysages entre 1962 et 1989 sur le bassin de Brionne en Normandie : ils montrent que les zones avec les sols les plus productifs voient leurs surfaces arables augmenter aux dépens des prairies et la taille moyenne des exploitations augmenter, tandis que les zones de pente, entre le plateau et la vallée, augmentent leurs surfaces de pâturage par conversion de la forêt.

⁵⁵ Disponible sur : <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:11957E/TXT&from=FR>

Encadré 2-4. Histoire des pesticides en agriculture

Au début de 19^{ème} siècle, la chimie connaît des avancées importantes (Robin *et al.*, 2007) qui se traduisent par des développements et applications en agriculture qui transforment profondément les systèmes agricoles (Jas, 2005). Les applications ne se traduisent pas uniquement par des innovations techniques mais produisent un changement de paradigme. Jas (2001) souligne que, à l'époque, la chimie s'érige comme le paradigme principal pour ce qui est d'observer et d'analyser l'agriculture. L'Etat français met en place des fermes expérimentales équipées de laboratoires permettant de contrôler des paramètres de production (Denis, 2001). Le champ cultivé est alors analysé avec ce paradigme chimique et des outils de gestion du champ et du processus de production agricole sont mis en place (Van der Ploeg *et al.*, 1999), avec par exemple la généralisation des analyses du sol et l'apport d'intrants chimiques (Spiertz, 2014). Ainsi au cours du 19^{ème} siècle, très rapidement, l'intégration de la chimie minérale en agriculture va permettre l'adoption de nombreux pesticides minéraux tirés des sels de cuivre. L'usage de fongicides à base de sulfates de cuivre se répand. C'est à cette époque qu'est inventée la bouillie bordelaise, mélange de sulfate de cuivre et de chaux destiné à lutter contre certaines maladies cryptogamiques de la vigne et de la pomme de terre, comme le mildiou.

Un tournant s'opère autour des années 1930 avec l'essor des intrants chimiques de synthèse, issue du développement de la chimie organique de synthèse (Jas, 2001 ; Robin *et al.*, 2007 ; Spiertz, 2014). En 1939, les propriétés du DDT (dichlorodiphényltrichloroéthane) comme insecticide sont démontrées, donnant lieu à une rapide et très large adoption qui fera de ce produit un insecticide dominant sur le marché jusqu'aux années 1970. Le succès du DDT pousse de plus en plus d'agriculteurs à s'intéresser aux pesticides (Carson, 1962). En même temps, plusieurs pesticides efficaces et peu coûteux sont mis au point par l'intégration en agriculture de molécules découvertes dans d'autres secteurs et industries : recherche sur les armes chimiques durant les deux guerres mondiales, industrie textile, industrie du bois, médecine, etc. Avec l'adoption de ces molécules pour la gestion de la production agricole suivant ce paradigme de la chimie, la seconde moitié du XX^{ème} siècle voit la généralisation de l'utilisation des pesticides au niveau mondial, avec des variations géographiques quant aux quantités et aux types de pesticides utilisés.

De manière globale, la consommation de pesticides a été multipliée par deux tous les dix ans entre 1945 et 1985 (Bonnefoy, 2012). Plus récemment, si les quantités de pesticides vendues ont eu tendance à décroître en Europe dans les années 2000, sous l'effet conjugué du retrait d'un certain nombre de molécules jugées trop dangereuses, d'une plus grande efficacité des produits, et d'une prise de conscience progressive des impacts sanitaires et environnementaux de l'utilisation excessive de ces substances (Aubertot *et al.*, 2005), le recours aux pesticides a de nouveau augmenté au cours des 10 dernières années, du fait de verrouillages sociotechniques (Guichard *et al.*, 2017). Les pesticides ont été au cœur du développement agricole des cinquante dernières années et sont au fondement des systèmes de production intensifs, en permettant une meilleure maîtrise des risques, une relative garantie de productivité dans un contexte de croissance de la demande en produits agricoles (Aubertot *et al.*, 2005 ; Butault *et al.*, 2010).

Il importe de souligner ici que la logique des intrants chimiques comme la logique de sélection et d'amélioration des plantes étaient toutes deux focalisées sur l'accroissement du rendement agricoles et se sont mutuellement renforcées (par exemple, l'existence d'intrants pesticides chimiques a renforcé la prééminence des traits de rendements (aux dépend des traits de résistance) dans la sélection des plantes.

La logique des prix garantis amène les agriculteurs à raccourcir les rotations pour augmenter les surfaces consacrées aux productions dont le prix est garanti et élevé, au détriment des cultures mineures non soutenues, comme les légumineuses (Magrini *et al.*, 2016). De plus, réduire le nombre de cultures pratiquées permet d'investir dans une moins grande diversité d'équipements, d'acquérir du matériel plus spécialisé et sophistiqué et d'en faire un usage plus intensif, donc plus rentable (Halloran et Archer, 2008), ce qui limite la diversité au niveau « exploitation » et permet des économies d'échelle (section 2.1.2.1). Les cultures protéagineuses comme le pois et la féverole, après avoir connu une belle progression du fait de l'embargo américain sur le soja en 1973, se mettent à stagner à partir de la fin des années 80 du fait du plafonnement des quantités aidées (mis en place pour limiter la dérive budgétaire de la PAC). Le soja s'est très peu développé du fait de la concurrence des tourteaux pour bétail importés sans droits de douane du continent américain, suite à différents accords signés dans le cadre du GATT (Accord général sur les tarifs douaniers et le commerce), en 1962 puis 1967 (Magrini *et al.*, 2016 ; Thomas *et al.*, 2013). Enfin, les systèmes de polyculture-élevage, qui offraient la possibilité de diversifier les risques de production et de vente, et constituaient ainsi une forme d'auto-assurance, deviennent moins attractifs que des systèmes plus spécialisés, permettant d'exploiter les économies d'échelle et ainsi d'abaisser les coûts moyens de production. Les prairies permanentes sont labourées pour augmenter les surfaces en céréales et oléoprotéagineux (Fuzeau *et al.*, 2012). Les variétés anciennes, souvent peu productives et répondant moins aux demandes de l'industrie agro-alimentaire pour des produits homogènes, sont abandonnées au profit

des variétés améliorées promues par les filières de semences et de plants qui se structurent (Vellve, 1992). On assiste à une homogénéisation rapide des espèces cultivées (niveau « parcelle »)⁵⁶. Le résultat est une simplification des systèmes de production et de culture à l'échelle de l'Europe.

Du fait du recours moindre aux engrais organiques issus de l'élevage, des pertes de réservoirs de biodiversité auxiliaire dus à la destruction des infrastructures naturelles, de la moindre diversité des cultures et des variétés et de pratiques de travail du sol intensives, les sols sont moins fertiles et les exploitations sont devenues plus vulnérables aux attaques des bioagresseurs. La spirale de dépendance aux pesticides chimiques et aux engrais minéraux s'accélère, accompagnée par la montée en puissance de l'industrie de l'agrofourmure, qui assure le double rôle de fournisseur d'intrants et de conseil auprès des agriculteurs. Le verrouillage sociotechnique, illustré par Meynard *et al.* (2013) et obstacle à la diversification végétale, s'installe. Les filières susceptibles de valoriser les cultures mineures disparaissent, ainsi que les savoir-faire et les ressources génétiques qui leur sont associés. L'équipement des agriculteurs avec du matériel de plus en plus imposant rend difficile la réinstallation d'infrastructures paysagères qui feraient obstacle au passage des engins.

Des dynamiques de spécialisation régionale s'engagent aussi, pour exploiter les avantages comparatifs de certains territoires agricoles, vite renforcées par la structuration de filières de collecte et de vente⁵⁷ : c'est le cas des grandes cultures dans le Centre et de la production laitière en Normandie et en Bretagne (Lefebvre *et al.*, 2012) mais aussi à l'échelle des grandes régions de l'UE. Meeus (1993) construit ainsi une typologie des paysages agricoles dans l'Europe des 12. Il analyse à grands traits l'impact sur l'évolution des paysages agricoles de quatre scénarii d'évolution de l'agriculture : le scénario d'optimisation de la production, fondé sur la concurrence des marchés et le laisser-faire, amène à l'intensification des zones les plus productives d'Europe (les paysages d'openfield du Nord de l'Europe mais aussi les zones côtières, de delta et de grandes plaines alluviales du Sud). Les zones défavorisées et les montagnes sont délaissées. Le deuxième scénario, combinable avec le premier, exploite et promeut les produits typiques et de qualité, le plus souvent attachés à des régions et des savoir-faire locaux, et développe le tourisme et les aménités associées. Il permet de préserver les régions qui ont une identité agricole et alimentaire forte, notamment les éléments patrimoniaux du paysage comme les haies bocagères ou les zones humides. Le troisième scénario est celui d'une optimisation de la préservation des paysages pour répondre à la demande sociale et aux besoins de la population urbaine pour des espaces de loisirs attractifs. Il met l'accent sur la protection des espaces naturels et de zones tampons pour les séparer des zones agricoles productives. Ce scénario préserve la montagne, et le bocage entre autres, mais risque de laisser à l'abandon les régions à faible densité comme l'intérieur de l'Espagne et la Grèce. Le dernier scénario, plus optimiste, dessine une agriculture plus locale et circulaire, s'appuyant sur des technologies de pointe permettant une agriculture écologiquement intensive qui préserve les ressources naturelles et les écosystèmes.

Notons que, parallèlement, quelques dispositifs ciblés sont mis en place pour éviter l'abandon des terres et l'exode rural dans les territoires ayant moins d'avantages comparatifs pour l'agriculture. Dès 1975, une Directive relative aux zones agricoles défavorisées classe les zones défavorisées en fonction de leur altitude, de la pente et de la capacité productive des sols et propose des indemnités compensatoires aux handicaps naturels (ICHN) pour les agriculteurs de ces zones. Cette aide a par exemple été cruciale pour le maintien de l'élevage en montagne, de la céréaliculture et de la polyculture-élevage en zones de piémont (ex. Ryschawy *et al.*, 2013). Elle a contribué au maintien d'un paysage agricole entretenu, et contré les phénomènes d'emboisement et d'enfrichement, en maintenant aussi la diversité des paysages agricoles (niveau « paysage »). L'ICHN, qui existe encore aujourd'hui mais dont les conditions d'attribution ont évolué pour refléter davantage les priorités environnementales et sociales, a contribué au maintien de l'agriculture mais avec cependant moins de succès dans les zones où le risque d'abandon était le plus fort (Cooper *et al.*, 2006).

Le tournant de 1992 : la transition vers des aides directes au revenu

Pour faire face aux problèmes d'excédents et de dépenses budgétaires croissantes, la PAC se réforme en 1992 : elle abandonne le système de prix intérieurs garantis, qui sont progressivement alignés sur les prix mondiaux, et passe à des aides compensatoires versées directement aux agriculteurs. Ces aides sont versées en fonction du type de production de chaque agriculteur mais sont calculées en fonction d'un rendement départemental de

⁵⁶ Voir les éléments génériques présentés dans la section 2.2 sur les filières, ainsi que les éléments d'analyse dynamique présentés en section 2.4.2.

⁵⁷ Voir les éléments génériques présentés dans la section 2.2, ainsi que les éléments d'analyse dynamique présentés en section 2.4.2.

référence, et non pas du rendement effectif de chaque agriculteur. Elles orientent donc encore les choix des agriculteurs vers les productions les plus aidées mais elles sont désormais partiellement déconnectées des rendements ou du nombre d'animaux (on parle d'aides semi-déconnectées). Elles représentent donc une incitation moindre à l'augmentation des tonnages produits. Notons au passage que, en France, la distinction d'un rendement de référence pour les cultures irriguées (par rapport aux cultures sèches) leur a permis de bénéficier d'aides compensatoires plus élevées (Cohen *et al.*, 1996). Ces « primes » à l'irrigation ont bénéficié essentiellement au maïs irrigué, souvent cultivé en monoculture, dont les surfaces sont passées de 34,6% en 1975 à 43% en 1995 puis 56,3% en 2000 de la surface irriguée totale en France (Boulanger, 2007).

Dès 1992, et jusqu'à 2007, les aides compensatoires ne sont versées que si l'exploitant respecte un gel des terres tournant équivalent à 15 % de sa surface arable. L'objectif, à l'époque, n'était pas de restaurer la qualité environnementale des terres, mais de maîtriser la production de céréales et oléo-protéagineux, et donc de réduire les stocks et de contrôler les dépenses de soutien. Cela a eu plusieurs effets sur la diversité des couverts : le gel des terres a effectivement augmenté les surfaces en jachère courte (et les surfaces en cultures industrielles à usage non alimentaire, comme substitut autorisé au gel des terres, Jacquet, 1993), mais il a aussi incité les agriculteurs à mettre en culture les terres marginales, jusque-là délaissées, pour les dédier au gel obligatoire (Rygnestad et Fraser, 1996 ; Bonniex et Vermersch, 1999), ce qui a pu contribuer à réduire la végétation naturelle ou de semi-friches. Notons que les politiques de gel des terres, obligatoires ou subventionnées, peuvent aussi avoir un impact environnemental indirect en encourageant à l'intensification sur le reste de l'exploitation pour compenser la perte de cultures sur ces terres mises hors culture (Chakir et Thomas, 2022). Même si le gel des terres de la réforme de 1992 a été supprimé suite au bilan de santé de la PAC en 2009, d'autres dispositifs ont été mis en place ultérieurement, qui peuvent s'apparenter à un gel des terres : c'est le cas des jachères écologiques longues, financées par les contrats agro-environnementaux, et en partie, de la mesure de verdissement de 2014 imposant qu'un certain pourcentage des terres arables soit dédié à des surfaces d'intérêt écologique.

La PAC de 1992 introduit les mesures agro-environnementales (MAE) consistant à compenser les agriculteurs pour le respect d'un cahier des charges environnemental plus exigeant que les contraintes réglementaires, sur un certain nombre de parcelles engagées, ou pour l'ensemble d'un système de production⁵⁸. Les premières mesures de ce type avaient en fait été introduites par l'Article 19 du règlement CEE 797/85 en 1985. Cet article offrait la possibilité aux États-membres de financer les agriculteurs qui adoptent des pratiques susceptibles d'aider à la conservation de « zones sensibles du point de vue de la protection de la nature » (Deverre et de Sainte Marie, 2008). Les MAE sont officialisées avec la réforme de 1992 mais ce n'est qu'avec l'Agenda 2000 que les États-membres sont obligés de les proposer dans le cadre de leur plan national de développement rural, cofinancé par le fond européen agricole pour le développement rural (FEADER). Les paiements sont calculés de façon à couvrir les pertes de recettes et les surcoûts de production liés au respect du cahier des charges environnemental.

Les premières MAE ne ciblent pas la diversité végétale en elle-même, mais plutôt la réduction des pollutions et l'entretien des espaces naturels pour éviter par exemple leur abandon (Couvreur et al, 1999). Le taux d'adoption reste très bas les premières années. Toutefois, la France introduit les contrats de prime à l'herbe payés aux éleveurs dont la SAU est au moins constituée de 75% de prairies, avec un chargement d'animaux limité et un engagement d'entretien des haies et des fossés. La prime à l'herbe a été massivement souscrite (en 1997, elle couvrait 12 millions d'hectares) et a contribué à maintenir les prairies et l'élevage extensif, notamment dans les massifs montagneux (Couvreur et al, 1999).

La réforme du Luxembourg (2003)

La réforme de 1992 est rapidement suivie de la réforme de l'agenda 2000, qui s'inscrit dans la lignée de la première : les paiements compensatoires augmentent pour continuer à compenser les baisses des prix européens, mais on les fait converger progressivement pour éviter de privilégier une culture plutôt qu'une autre, et laisser les agriculteurs répondre aux signaux des prix mondiaux. Le 2ème pilier de la PAC, destiné au financement du développement rural est créé.

⁵⁸ Les contrats agro-environnementaux en France ont beaucoup évolué. Ils ont été initialement conçus à l'échelle du système d'exploitation, puis recentrés sur des parcelles dans des territoires dits « à enjeu » eau et biodiversité, de 2007 à 2013. Ces soutiens étaient baptisés Contrats Territoriaux d'Exploitation entre 1999 et 2002, puis Contrats d'Agriculture Durable entre 2003 et 2007, puis MAE Territorialisées jusqu'en 2014 (MAET). Après la réforme de 2014 de la PAC, elles sont rebaptisées Mesures Agro-environnementales et Climatiques (MAEC)

En 2003, une deuxième réforme majeure de la PAC, dite accord du Luxembourg, amène à un découplage total des aides compensatoires, rebaptisées Droits à Paiements Uniques (DPU), payés en fonction des hectares éligibles de chaque exploitant agricole et dont le montant par hectare est calculé sur la base historique des aides moyennes touchées par chaque exploitation. Comme ce sont désormais les surfaces qui sont primées, les aides découplées, qui représentent 80% du budget de la PAC et en moyenne 70% du revenu des agriculteurs, créent des incitations à s'agrandir et à s'assurer que l'ensemble de sa surface arable est éligible aux aides. Pointereau et Coulon (2006) montrent que les règlements de la PAC sur les surfaces éligibles et leur interprétation par les Etats-membres ont laissé planer une certaine ambiguïté sur la déduction ou non des arbres épars et des haies du décompte de la surface agricole primable, ce qui a incité bon nombre d'agriculteurs à supprimer les éléments de paysage (arbres, bosquets, mares) de leurs parcelles.

L'autre nouveauté importante de la réforme de 2003 est l'éco-conditionnalité, qui impose que le versement des aides de la PAC soit désormais conditionné au respect par l'agriculteur des exigences réglementaires en matière de gestion (ERMG) dans le secteur de l'environnement et du sanitaire, et des bonnes conditions agro-environnementales (BCAE). Ces dernières incluent des règles dont l'architecture globale reste inscrite dans le Règlement européen sur la PAC mais qui ont une déclinaison nationale, voire locale, en fonction des spécificités des Etats-membres. L'éco-conditionnalité a marqué un vrai tournant symbolique en faveur de l'environnement. Mais elle s'est avérée relativement peu efficace pour améliorer la performance environnementale de l'agriculture en raison d'un système de contrôle insuffisant, comme l'a dénoncé la Cour des Comptes européenne (CCE) dans son rapport spécial de 2008 (CCE, 2008) et de sanctions souvent trop peu dissuasives, voire non appliquées en cas de non-respect des BCAE (Bodiguel, 2009 ; Desjeux *et al.*, 2011). Notons que les situations restent cependant très diverses : Brady *et al.* (2009) illustrent à partir des simulations d'un modèle multi-agents, calibré sur 5 différentes régions (en Suède, Italie et République Tchèque), que le découplage des aides associé à la conditionnalité a certes un effet négatif sur la mosaïque des paysages mais a aussi contribué à limiter l'abandon des terres les moins productives.

Les actions directes mises en place à cette époque en faveur de la diversité végétale varient d'un Etat-membre à un autre car elles relèvent avant tout de la conditionnalité et des mesures agro-environnementales, pour lesquelles il existe une certaine souplesse de mise en œuvre aux échelles nationales et locales. Dans le cadre de la conditionnalité, la France a mis en place la BCAE « particularités topographiques » en 2006, qui impose aux exploitations agricoles de plus de 15 ha de consacrer 3 % de leur surface agricole utile à des infrastructures agroécologiques, telles que les prairies permanentes, les jachères (fixes, hors gel industriel), les jachères mellifères ou apicoles, les jachères fleuries, les landes, les alpages et les bandes tampons en bord des cours d'eau.

Il existe aussi une BCAE « diversité des assolements » qui consiste à imposer la présence d'au moins 3 cultures, avec au moins 3% de la surface agricole utile (SAU) arable pour la culture minoritaire, mais sans obligation de succession culturale. Cette mesure comportait cependant des dérogations d'allègement, par exemple si l'exploitation assurait la couverture hivernale des sols et/ou la gestion des résidus, offrant ainsi la possibilité de maintenir la monoculture (Fuzeau *et al.*, 2012). A notre connaissance, il n'existe pas d'évaluation scientifique de l'effet de ces mesures, mais comme l'indique le rapport de la Cour des Comptes européenne (CCE, 2008), la mise en œuvre de la conditionnalité n'a pas été aussi efficace qu'elle aurait pu l'être du fait des aménagements qui ont pu être négociés par certains Etats-membres, même si, de ce point de vue, la France a plutôt fait partie des bons élèves. Ces BCAE restent cependant peu contraignantes car déjà respectées pour la plupart.

Dans le cadre des MAE, on peut citer la MAE rotationnelle proposée aux agriculteurs dans les programmes de développement rural français 2000-2006 et 2007-2013. Elle comportait une interdiction de retour d'une même culture 2 ans de suite et au minimum la succession de 3 cultures différentes sur la même parcelle sur une période de 5 ans, associée à une contrainte d'un minimum de 4 cultures sur l'ensemble de l'assolement chaque année, la part de la culture majoritaire devant être inférieure ou égale à 50% de la surface arable. Ce dispositif permettait ainsi de garantir une diversification végétale à l'échelle de la rotation et de l'assolement, ce qui, comme l'indiquent Fuzeau *et al.* (2012), prend en compte la double dimension spatiale et temporelle de la diversification (diversité niveau « exploitation »). Malgré son nom, cette MAE devait surtout servir à favoriser le développement de la culture des oléo-protéagineux, notamment le tournesol. En 2004, elle concernait environ 770 000 hectares pour 6400 exploitations⁵⁹, ce qui représente environ 6% des surfaces en grandes cultures et en fait une des MAE les plus contractualisées à l'époque. Le principe de la MAE rotationnelle a partiellement été repris, par la suite, dans une version assouplie, comme mesure du verdissement de la réforme de 2014 (voir section 2.5.2). D'autres MAE favorisant la diversité des couverts ont été introduites dans la programmation de la PAC 2007-2013,

⁵⁹ https://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/documents/pdf/ens124_mesuresagrienviro_n_2004.pdf

notamment des mesures subventionnant la plantation de bandes enherbées et de plantes de couverture des sols et des mesures favorisant la diversité des rotations, l'une imposant l'addition d'une culture supplémentaire dans la rotation, l'autre imposant qu'au moins 4 cultures différentes soient présentes. Une analyse d'impact conduite par Chabé-Ferret *et al.* (2013) montre que leurs effets ont en général été très limités : les mesures de diversification des rotations ont très légèrement augmenté l'index de diversité des cultures et, lorsqu'elles ont conduit à l'augmentation du nombre de cultures sur l'exploitation, cet effet n'a concerné que de très petites surfaces. Les mesures agro-environnementales en faveur des plantes de couverture ont surtout servi d'aubaine : la plupart des agriculteurs ayant touché l'aide auraient planté des plantes de couverture, même sans contrat agro-environnemental.

Conclusion

La PAC, depuis ses débuts en 1962 jusqu'à 1992, date de sa première grande réforme a surtout servi un projet de modernisation et d'intensification de l'agriculture européenne, qui s'est traduit par une simplification des systèmes de production, un raccourcissement des rotations, une homogénéisation des espèces cultivées, une destruction des infrastructures agroécologiques et une spécialisation régionale. Ces 30 années de prix garantis ont donc contribué à une perte de diversité végétale à toutes les échelles, du niveau intra-parcellaire au paysage et au territoire, en passant par l'exploitation. Seuls les dispositifs d'aide pour lutter contre l'abandon des zones agricoles défavorisées ont pu contribuer à maintenir plus de diversité, notamment en termes de pâturages et de systèmes mixtes. La problématique environnementale monte en puissance après 1992 mais se concentre principalement sur la lutte contre les pollutions diffuses et la protection des zones sensibles. Les mesures encourageant directement la diversification se retrouvent dans la conditionnalité des aides du premier pilier et dans les programmes agro-environnementaux du deuxième pilier. Dans la plupart des cas, elles ne vont pas entraîner d'évolution significative de la diversité végétale, soit parce que les exploitations respectent déjà les obligations prévues, soit parce que le taux de contractualisation est faible ou bien ne concerne que des agriculteurs qui auraient changé leurs pratiques, même en l'absence de paiements. On verra dans la section 2.5 que l'ambition de diversification va se renforcer avec la réforme de la PAC de 2014.

2.4.1.2. L'influence de la réglementation française

Deux logiques impulsées par le droit français ont conduit à la simplification des systèmes culturels et à l'uniformisation végétale au niveau des exploitations et des paysages. Il s'agit, pour une part, d'une volonté politique de la France au lendemain de la seconde guerre de faire émerger de véritables entreprises agricoles autour d'une structure foncière réorganisée (parcelles plus grandes, regroupées, mécanisables, nécessitant moins de main d'œuvre...). Il s'agit, d'autre part, dans la lignée de la politique européenne, du développement de la logique de marché agricole passant par une standardisation plus importante des produits et une industrialisation des filières.

La promotion de l'entreprise agricole à travers la rationalisation des structures foncières

La restructuration du foncier agricole est un phénomène qui a commencé dès la fin de l'Ancien régime et s'est poursuivi tout au long du XIX^{ème} siècle. A la suite de la révolution française, la plupart des biens dits communs (bois, landes, garrigues) sont partagés au profit de la généralisation de la maîtrise individuelle et exclusive. Les propriétaires privés obtiennent le droit de se clore, autrement dit de fermer l'accès à leurs parcelles ; ce faisant, ils s'arrogent un pouvoir complet sur les éléments végétaux qui composent ou bordent leurs surfaces (niveaux « exploitation » et « IAE »).

La seconde moitié du XX^{ème} siècle voit s'accélérer ce mouvement foncier à travers plusieurs grandes mesures. La législation sur le remembrement (loi de 1941 et ordonnance de 1945) est emblématique de cette démarche de rationalisation du parcellaire agricole : une procédure autoritaire de re-répartition des terres sous l'égide de la puissance publique est conduite à marche forcée. Elle a pour effet direct d'entraîner l'agrandissement des parcelles et la suppression des « obstacles » naturels à la production (talus, bosquets, haies : niveaux « IAE » et « paysage »).

En 1945-46, est créée la législation sur le statut du fermage et du métayage chargée d'encadrer le régime des baux ruraux (Ordonnance 17 octobre 1945 et loi du 13 avril 1946). Ce dispositif a des conséquences considérables sur la gestion du foncier agricole dès lors qu'il consacre la liberté culturelle du preneur à bail et la hisse au-dessus des pouvoirs du bailleur (Ripert, 1946 ; Savatier, 1946 ; Chesné, 1985). A partir de cette époque, le propriétaire perd la possibilité de prescrire au fermier un certain nombre d'obligations quant à la gestion des infrastructures qui composent les parcelles (éléments paysagers : niveau « IAE »)

Dans les années 1960, des lois d'orientation agricoles mettent en place une ambitieuse « politique des structures ». Le législateur cherche, par ce biais, à promouvoir une « structure d'exploitation de type familial, susceptible d'utiliser au mieux les méthodes techniques modernes de production et de permettre le plein-emploi du travail et du capital d'exploitation » (loi du 5 août 1960). Le modèle est celui d'une exploitation à dimension familiale mais viable, donc suffisamment grande en surface et productive. Parmi les moyens juridiques créés pour atteindre cet objectif, il y a les Sociétés d'aménagement foncier et d'établissement rural (SAFER). La loi du 5 août 1960 affirme qu'elles ont « pour but, notamment, d'améliorer les structures agraires, d'accroître la superficie de certaines exploitations agricoles et de faciliter la mise en culture du sol et l'installation d'agriculteurs à la terre ».

D'autres mesures, de type social cette fois, vont être prises en faveur de la professionnalisation de l'agriculture et du rajeunissement de la profession. Ainsi la loi du 5 août 1960 insiste-t-elle sur l'impératif de productivité ; tandis que loi du 8 août 1962 crée l'indemnité viagère de départ (IVD) pour inciter les anciennes générations d'agriculteurs à quitter le métier (Moreau, 1974). Dans le même élan, le législateur forge un certain nombre de formules sociétaires spécialement dédiées au monde agricole (GAEC) pour encourager une agriculture de groupe plus performante. Mises bout à bout, ces décisions politiques transforment profondément la profession agricole : le paysan disparaît au profit de l'exploitant agricole (Mendras, 1967). En plus, ce nouvel esprit entrepreneurial est basé sur un nombre réduit de travailleurs, facteur qui contribuera à l'érosion de la polyculture et de l'élevage, lesquels nécessitent au contraire une main d'œuvre importante (niveau « paysage »).

Le développement du marché agricole implique une standardisation des productions

La tendance à l'industrialisation des filières agro-alimentaires

L'ouverture sur les marchés et les échanges commerciaux, encouragée au niveau européen, est accompagnée par un certain nombre de règles nationales. Ainsi le droit français a-t-il largement participé au processus d'industrialisation et d'uniformisation des filières agro-alimentaires. La loi du 5 août 1960, puis celle du 6 juillet 1964, posent les bases du « régime contractuel en agriculture », lequel consiste en l'élaboration de contrats types par filière et par produit. Les accords interprofessionnels ont pour objet de créer des normes collectives et des standards s'agissant de la commercialisation des produits agricoles. En parfaite harmonie avec le droit de la PAC (Bianchi, 2017), les caractéristiques des produits mis sur le marché (calibrage, teneur en protéines ou matières grasses...) sont dorénavant minutieusement réglementées dans le cadre de circuits de distribution essentiellement longs (niveau « parcelle »).

A ces normes de qualité « standard », s'ajoutent celles, plus exigeantes, véhiculées par les signes distinctifs de qualité. Ce droit des appellations d'origine avait vu le jour en France au début du XX^e siècle (loi du 6 mai 1919 relative à la protection des appellations d'origine et décret-loi du 30 juillet 1935) en réaction à la multiplication des pratiques frauduleuses sur la provenance des produits vinicoles (Olszak, 2008). Reprises au plan européen⁶⁰, ces dispositions se traduisent par l'édiction de cahiers des charges spécifiques, comprenant des obligations en terme culturel, notamment s'agissant des types d'espèces végétales autorisées dans l'appellation (par exemple, encépagement des vignes, densité de plantation). Bien qu'initialement conçues pour promouvoir le respect de l'authenticité et du terroir, ces labels ont aussi contribué à la sous-exploitation de certaines variétés végétales, jugées moins productives et qualitatives du point de vue du marché de la distribution de masse. En disciplinant sous un même stéréotype les productions locales, ces règles ont aussi bridé la liberté d'innovation de certains producteurs : adoption de nouvelles plantes résistantes (à la sécheresse ou à certains agresseurs) actuellement interdites ; plantation de cépages donnant un autre goût aux produits ; mélanges de variétés non permises par les cahiers des charges (Fassier-Boulangier, 2019) (niveaux « parcelle » et « exploitation »). Il s'avère enfin que

⁶⁰ Règlement relatif à la protection des indications géographiques et des appellations d'origine des produits agricoles et des denrées alimentaires (Cons. UE, règl. (CE) n° 510/2006, 20 mars 2006) ; règlement relatif aux attestations de spécificité des produits agricoles et des denrées alimentaires (Cons. UE, règl. (CE) n° 509/2006, 20 mars 2006).

les signes d'identification de la qualité et de l'origine (SIQO) se sont montrés, même encore récemment, assez hermétiques aux considérations environnementales et à la biodiversité. En effet, rares sont les cahiers des charges des appellations qui comportent des références en termes de nécessaire diversité végétale ou de mode de culture écologique (niveau « IAE »). La raison souvent avancée au niveau réglementaire est qu'il ne s'agit pas de critères participant de l'identification du produit lui-même car ils n'en modifient ni l'aspect, ni le goût (Hermon *et al.*, 2020)⁶¹.

La législation sur les coopératives agricoles a suivi la même tendance d'inspiration marchande. Né à la fin du XIX^{ème} siècle dans le sillage d'une pensée anticapitaliste, l'instrument coopératif s'est, au fil des lois (notamment lois du 3 janvier 1991 et 13 juillet 1992), transformé pour répondre aux enjeux économiques. Les différents assouplissements de la législation sur la création de filiales et la rémunération du capital ont favorisé l'industrialisation du modèle coopératif (Bosse-Platière *et al.*, 2013). En effet, pour renforcer leurs moyens techniques et financiers, les coopératives ont dû grossir considérablement et succomber à l'attrait du regroupement et de l'union par le jeu de partenariats, restructurations et concentrations. Elles ont ainsi développé l'externalisation de leurs activités au sein de sociétés filiales dont elles peuvent percevoir les dividendes. En privilégiant leurs activités sur les marchés internationaux, les coopératives ont vu leur lien avec l'économie du territoire se distendre, au détriment de la diversité des productions locales et des circuits de proximité.

La politique de standardisation des espèces cultivées

La standardisation qui s'est observée au niveau du matériel génétique végétal utilisé comme support de l'agriculture (niveau « parcelle ») est le fruit du développement du marché des semences, lui-même conséquence de la division du travail entre l'innovation variétale et la production agricole (voir section 2.2.1)⁶². Créé en 1932, le catalogue officiel français des variétés voit le jour dans le but de contrôler les espèces en amont du marché et ainsi garantir leurs caractéristiques à l'utilisateur. Le décret du 11 juin 1949 fait de l'inscription obligatoire au Catalogue officiel la condition de la circulation des semences. Les critères de distinction, d'homogénéité et de stabilité (dits DHS) sont posés comme norme de référence pour l'inscription des variétés nouvelles. S'ajoutent, pour les grandes cultures, les tests de valeur agronomique technique (VAT) visant à assurer la supériorité de la variété proposée. Ce que le Comité technique permanent de la sélection des plantes cultivées (CTPS) est chargé de vérifier en donnant son avis. L'idée des sélectionneurs, qu'ils soient du secteur privé ou public de la recherche, est bien de professionnaliser la création variétale et de favoriser l'expansion du marché semencier (Hermesse *et al.*, 2018). Le système français deviendra le cadre de référence européen et international, préfigurant la création en 1970 du catalogue européen des variétés.

L'instauration de droits de propriété intellectuelle sur les variétés végétales nouvelles accentue encore ce verrouillage semencier et l'érosion de la biodiversité cultivée (niveau « parcelle ») (Hermitte, 1990 ; Grimonprez, 2017). Ainsi la convention dite UPOV (pour Union pour la protection des obtentions végétales) du 2 décembre 1961 donne naissance au certificat d'obtention végétale (COV). L'instrument est introduit en droit français par la loi n° 70-489 du 11 juin 1970, puis est élargi à l'échelle de la communauté européenne par un règlement n° 2100-94 du 27 juillet 1994 (Azam, 2008). Reprenant les conditions existantes pour l'inscription au Catalogue officiel, le COV n'entend protéger que les « semences améliorées » dont le marché attend des résultats précis et invariables. N'y trouvent pas leur place les sélections empiriques — du type des « semences paysannes » ou des « variétés populations » — dont les procédés ne peuvent garantir que la graine reste « standard » une fois offerte au milieu naturel. Surtout, le COV « confère à son titulaire un droit exclusif de produire, reproduire, conditionner aux fins de la reproduction ou de la multiplication, offrir à la vente [...] » le matériel végétal de la variété en question (C. prop. int., art. L. 623-4, I) ; si bien que l'agriculteur perd corrélativement le droit de reproduire à la ferme les espèces certifiées, sous peine de se rendre coupable de contrefaçon (Grimonprez, 2012).

⁶¹ La question des labels et de leur dimension environnementale sera discutée dans la section 2.5.3., en lien avec le rôle de la demande pour des produits respectueux de l'environnement.

⁶² Nous faisons ici un focus sur les aspects réglementaires, en complément des éléments généraux sur les filières en section 2.2, et sur l'évolution des institutions de la diversité végétale section 2.4.2.1.

2.4.2. Evolution de l'organisation sociotechnique de l'agriculture en France

La diversification de la composante végétale des espaces agricoles questionne le rapport entre les sociétés humaines et la nature, d'une part, et entre acteurs humains, d'autre part, que ce soit à l'intérieur de groupes ou entre groupes d'acteurs différents. De par leurs actions et interactions, ces groupes d'acteurs génèrent des effets directs ou indirects sur la diversité végétale des milieux agricoles. De ce fait, il importe d'analyser l'évolution de ces rapports entre acteurs autour de la biodiversité des milieux agricoles pour comprendre d'où l'on vient et mieux appréhender les freins et leviers de l'utilisation de la diversité végétale dans les systèmes de culture. Pour ce faire, un des cadres d'analyse ayant été mobilisés dans la littérature est celui des systèmes sociotechniques⁶³.

Un système sociotechnique peut être défini comme une « configuration relativement stable associant des institutions⁶⁴, des techniques et des artefacts⁶⁵, ainsi que des règles, des pratiques et des réseaux d'acteurs, ces configurations déterminant l'utilisation et le développement des technologies » (Rip et Kemp, 1998). Il importe de souligner ici que dans un système sociotechnique, ce que l'on appelle "règles" renvoie à des notions beaucoup plus larges que celles des lois qu'établit l'Etat régulateur. Dans un système sociotechnique, les "règles" ont différentes formes et origines : ce sont les lois mais aussi des cadres cognitifs, des normes sociales, des standards de marchés, des procédures techniques. Plusieurs systèmes sociotechniques peuvent coexister dans un même territoire.

Toutes ces caractéristiques des systèmes sociotechniques (institutions, techniques et pratiques, artefacts, règles, et réseaux d'acteurs) affectent la façon dont les acteurs humains s'organisent ainsi que leur travail (Mak, 2001). Pour restituer la trajectoire sociotechnique de l'agriculture française, nous allons nous centrer sur l'histoire à partir de la "révolution verte", c'est-à-dire sur la période débutant après la seconde guerre mondiale. Cette période a connu la mise en place de changements importants, par l'émergence d'innovations techniques, d'innovations organisationnelles et de nouveaux mouvements sociaux qui ont façonné l'agriculture actuelle (Evenson et Gollin, 2003).

Pour nourrir le sujet de cette expertise sur le lien entre diversification végétale et protection des cultures, nous allons nous focaliser sur les éclairages de la littérature sur l'évolution des institutions façonnant la biodiversité agricole en réalisant des focus : historique de l'innovation génétique en France, recherche agronomique sur les pratiques de production, et conseil agricole.

2.4.2.1. Trajectoire sociotechnique des institutions façonnant la biodiversité cultivée en France : un éclairage par l'analyse historique de l'innovation génétique en France

Pour ce qui est de l'évolution des institutions façonnant la biodiversité cultivée en France, l'analyse historique la plus récente et la plus exhaustive (au sens où elle combine des analyses politiques, sociologiques, économiques

⁶³ Ce cadre est dominant dans cette littérature car il permet de combiner dans une approche historique des déterminants sociaux, politiques, économiques et techniques pour mettre en lumière la dynamique de la trajectoire du secteur agricole (Bonneil et Thomas, 2009). Cette combinaison de déterminants multi variables est en adéquation avec les spécificités politiques, économiques et sociales du secteur agricole (McCown, 2002).

⁶⁴ Le terme d'institution est polysémique et est souvent utilisé dans l'étude de la coordination entre les agents économiques. Selon les approches, il renvoie à :

- (i) un « cadre » (institutionnel) dans lequel s'inscrit la coordination (conditions en amont de la coordination et règles spécifiques définissant une configuration d'interaction stratégique comme par exemple dans le cadre de la théorie des jeux non coopératifs) ;
- (ii) des structures formelles ou des organisations de marché ou « hors marché » (formes institutionnelles de la coordination dans le courant néoinstitutionnaliste) ;
- (iii) enfin des règles, conventions ou normes de comportement intervenant à la fois en amont et dans la réalisation même de la coordination (fonction coordinatrice des institutions dans l'approche de l'économie des conventions) ; ou encore des habitudes, des coutumes ou des régularités de comportement déterminant de manière générale le fonctionnement économique et social au sein d'une collectivité (Hannachi, 2011).

⁶⁵ En SHS (gestion, sociologie et ergonomie, notamment) « artefact » renvoie à tout objet technique, naturel ou symbolique ayant subi une transformation d'origine humaine, si petite soit-elle, et qui influe sur l'action ou des activités humaines (exemples : une variété de plante ou une race animale, un appareil de cartographie, un règlement, un graphique ou indicateur, etc.).

et des analyses de l'histoire des sciences) est celle qui est la plus citée, à savoir Bonneuil et Thomas (2009). Cette analyse s'inscrit dans une approche sociotechnique⁶⁶ et les auteurs développent le concept de "régime" (qui est une notion clé dans ces approches dites sociotechniques), plus précisément celui des « régimes de production et de régulation des savoirs et des innovations ». Une définition générique d'un régime est un ensemble d'acteurs organisés autour de technologies, de ressources, d'infrastructures et dont les interrelations sont médiées par des règles instituées.

L'emploi du concept de régime sert à distinguer les modèles et dynamiques sociotechniques dans le temps et au fil de l'histoire. Ces régimes sont façonnés, transformés et éventuellement effacés par un ensemble de facteurs en interaction : transformations des marchés, transformation de la société, évolutions des politiques agricoles, transformations des façons de connaître, manipuler et approprier la biodiversité, inflexions de l'espace public de la recherche et de l'agriculture, etc.

Pour éclairer la question de l'évolution de la diversité végétale des espaces agricoles, nous mobilisons l'étude de Bonneuil et Thomas (2009) qui relit l'histoire de l'agriculture française à travers celle de l'innovation variétale, et qui donne ainsi une première grille de lecture pour la thématique plus large de l'ESCo. Suivant ce cadre d'analyse et son application au cas de l'agriculture en France, Bonneuil et Thomas (2009) distinguent trois régimes différents de production des innovations :

- un « régime de la semence domestique » où l'innovation est décentralisée et l'affaire de tout le monde et personne à la fois ;
- un « régime du progrès génétique planifié » où l'innovation est l'affaire de chercheurs fonctionnaires qui, en lien avec la profession, produisent et régulent l'innovation ;
- enfin un « régime de la valeur ajoutée génétique mondialisée » où l'innovation est l'affaire d'un marché mondialisé.

Ces trois régimes sont, eux-mêmes, traversés par cinq modes de polarisation de la recherche de l'innovation que les auteurs nomment : colbertiste, corporatif, marchand, académique et civique⁶⁷. Chacun de ces modes correspond à un paradigme et une vision différenciée de l'innovation quand elle a trait au vivant mais aussi du rôle de l'Etat dans le secteur agricole. Ces paradigmes nourrissent des alliances et des convergences, ou des controverses et des oppositions. Ces paradigmes se conjuguent pour définir la production de l'innovation. Ainsi Bonneuil et Thomas (2009) soulignent que

« ces cinq modes de polarisation ne sont nullement exclusifs ; chaque projet de recherche ou d'innovation peut répondre à plusieurs de ces cinq logiques à la fois. Ainsi, l'innovation variétale colza des années 1950-1960 relève-elle de polarisations colbertiste et corporative tandis que les recherches en biotechnologie et transgénèse sur cette même espèce des années 1980 et 1990 relèvent [...] d'un mixte de polarisation marchandes et académiques. De même un projet de sélection participative peut prendre place dans une logique de sous-traitance et captation des savoirs des usagers par des firmes (mode marchand) ou à l'inverse dans une logique d'empowerment et de reconquête de l'autonomie semencière de petits producteurs (mode civique). » (Bonneuil et Thomas, 2009, p.25)

⁶⁶ Plusieurs cadres d'analyse relèvent de cette approche qui décrit le rapport entre société et technique autrement que par le déterminisme de l'un sur l'autre, et caractérise l'impossibilité de séparer les techniques des sociétés dans lesquelles elles naissent. Parmi ces cadres d'analyse, figure celui de la Multi-Level Perspective (MLP) qui reprend notamment à son compte le concept de régime présenté comme étant en tension entre des niches d'innovations et le paysage sociotechnique. Ce cadre sera mobilisé plus loin, de même que les concepts clés s'y rapportant.

⁶⁷ Le mode colbertiste se caractérise par la place centrale qu'y occupe l'État dans la recherche et l'innovation. Le mode corporatif est lui caractérisé par un rôle central de la régulation professionnelle et l'affirmation d'une profession spécialisée. Le mode marchand est lui marqué par une recherche visant à optimiser le retour sur investissement et la compétitivité des entreprises semencières, et d'une façon générale par un rôle accru des entreprises d'amont et d'aval (agro-chimie et agro-alimentaire) dans la dynamique des recherches. Le mode académique est quant à lui marqué par les stratégies des institutions de recherche tendues vers la reconnaissance dans leur communauté disciplinaire au niveau international, qui s'accompagne d'un retrait de la recherche de l'activité d'innovation variétale. Enfin le mode civique se caractérise par la multiplication d'arènes publiques où sont débattues ce que sont des variétés pertinentes et des orientations souhaitables de la recherche, et par l'existence d'exigences constituées comme relevant d'attentes de la société toute entière (et non seulement d'une profession, un secteur économique ou un champ scientifique).

La combinaison entre l'évolution de ces régimes de production des savoirs et la polarisation de la recherche permet, dans le contexte de l'agriculture, de lire et de comprendre le mouvement de l'innovation et de son rapport à la société.

Ainsi le premier régime que les auteurs identifient est le « régime des semences domestiques ». Ce régime s'étend des années 1880 aux années 1940 et est marqué par des savoirs domestiques et la construction des premières initiatives en vue d'ériger une recherche publique pour l'amélioration génétique des plantes. Le mode de polarisation de la recherche (qui est à un stade embryonnaire) est un mélange des modes colbertiste et corporatif. L'Etat vise l'alignement du vivant sur les impératifs de la standardisation industrielle et prépare la professionnalisation de la création de variétale végétale. Dans le début des années 1940 se créent ainsi deux organismes : le Groupement National des Industries Semencières (GNIS), forçant les producteurs de semences à agir de concert, et le Comité Technique Permanent de la Sélection des plantes (CTPS), qui supervise le premier et agit comme le bras armé de l'État en la matière. Ces institutions propagent une vision de « pureté » génétique. Cette vision permet : i) de fournir au chercheur un matériel stable et bien défini pour ses expérimentations ; ii) de protéger la propriété intellectuelle du semencier, et de rendre ainsi ce secteur attractif pour les investissements ; iii) de garantir à l'agriculteur une stabilité de la qualité des semences, et donc des rendements.

Le deuxième régime identifié est celui du « progrès génétique planifié ». Il s'étend des années 1940 aux années 1970. Il commence par la création de l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA). L'après-guerre voit le pilotage de l'Etat se renforcer. L'ensemble des partis politiques d'alors s'entend pour confier à l'État la direction des opérations de modernisation du pays et la priorité du moment est la reconstruction de l'agriculture nationale. Les spécificités du secteur agricole comme champ de recherche se posent et le débat s'ouvre autour du design de cette recherche : recherche fondamentale ou recherche finalisée ? Début 1945, le ministère de l'Éducation nationale renonce à intégrer dans un vaste CNRS les services de recherche agronomique. L'urgence de la question agricole incite en effet à privilégier une recherche finalisée qui s'appuie sur les structures déjà existantes au sein du ministère de l'Agriculture. L'État devient « phytogénéticien » car il pilote le progrès génétique et, dans une visée « fordiste », répartit les rôles de la production moderne, industrielle et rationalisable par la science. La recherche est publique et incarnée par l'INRA. Les coopératives de producteurs s'installent comme lieu central de diffusion des innovations. Les agriculteurs usagers, les obtenteurs et sélectionneurs, les semenciers, puis d'autres acteurs institutionnels et industriels s'intéressent à la génétique. Adapter le vivant aux normes de la production industrielle devient un objectif collectif. Bonneuil et Thomas (2009) illustrent des exemples d'inventions de techniques et de critères génétiques en vue d'aligner le vivant sur les impératifs de la standardisation industrielle tel que le test de l'Alvéographe de Chopin, un appareil permettant de déterminer en boulangerie le comportement mécanique d'une pâte de farine, sa « force boulangère » (Cf. Encadré 2-5). Le rôle clef des mesures de qualités des produits récoltés par le biais de tels tests se traduit par leur intégration dans des réglementations de l'innovation génétique qui ont été mises en place par la suite. Une innovation vivante doit répondre à la règle du DHS « Distinction - Homogénéité - Stabilité », et son créateur bénéficie alors d'un « Certificat d'obtention variétale » (COV) qui lui permet d'inscrire ses semences au Catalogue national, condition nécessaire pour les commercialiser en France (voir section 2.4.1.2). L'INRA s'impose alors comme l'un des acteurs majeurs du dispositif : chargé de l'examen de la règle DHS qui détermine l'autorisation de commercialisation, il devient responsable de l'évaluation et de la régulation centralisée des innovations variétales. De par ses activités de recherche sur la sélection, l'INRA se fait aussi obtenteur et entrepreneur.

Le dernier régime est celui du « régime de la valeur ajoutée génétique mondialisée ». Les innovations organisationnelles, réglementaires et techniques adoptées lors du précédent régime ont rendu le secteur attractif. L'ouverture du marché des semences et l'arrivée des entreprises américaines confrontent les acteurs à de nouveaux défis. L'INRA contribue alors à la compétitivité des firmes semencières françaises, par exemple avec le développement des variétés de maïs dites « hybrides ». Jusqu'alors, avec le COV, la protection de la propriété intellectuelle et les droits des semenciers ne portaient que sur la seule commercialisation des semences, et les agriculteurs pouvaient ressemer des graines issues de leurs propres récoltes. Mais la mise au point de variétés hybrides oblige leurs utilisateurs à racheter annuellement leurs semences (au risque sinon d'obtenir une productivité faible et disparate en seconde génération). La multiplication et la commercialisation à grande échelle des semences hybrides sont confiées à des coopératives. L'exemple du maïs hybride est illustré dans l'ouvrage avec l'histoire d'une coopérative d'agriculteurs travaillant avec l'INRA, de laquelle s'est détachée progressivement la société Limagrain, devenue de nos jours un leader mondial sur le marché de la semence. Les auteurs soulignent ainsi dans ce régime la montée en puissance de coopératives agricoles, acteurs clés de la cogestion, devenues de véritables géants industriels, et le recul des normes publiques par rapport à des standards privés de critères d'innovation. Ces évolutions impactent la recherche publique. La logique de division

du travail impose à l'INRA d'abandonner aux entreprises privées les marchés de l'innovation variétale pour se recentrer sur la production de connaissances fondamentales. Charge aux entreprises d'assurer la finalisation de ces connaissances et de la mise en marché.

Encadré 2-5. L'Alvéographe : de l'innovation de mesures techniques à des restructurations des acteurs et du vivant

En 1920, Marcel Chopin dépose un Brevet décrivant l'Extensomètre (Brevet Français N°525.986). Cet appareil simule le gonflement d'une alvéole dans la pâte de blé. Il complète ce dispositif en 1937 (Brevet Français N°925-017) en ajoutant à l'Extensomètre un pétrin extracteur. Cela donne naissance à l'Alvéographe de Chopin. L'Alvéographe est un appareil de mesure des caractéristiques des farines de blés basé sur l'observation de la déformation d'une bulle de pâte.

L'invention de cet outil donne naissance à de nouvelles normes du vivant, et les acteurs autour du vivant évoluent et adoptent de nouveaux comportements et de nouvelles stratégies qui ont pour impact de faire évoluer le vivant (Bonneuil et Hochereau, 2008). Très rapidement les résultats de l'Alvéographe se sont érigés en mesures permettant de « classer » les blés. L'appareil devient un outil qui permet de déterminer le comportement mécanique d'une pâte de farine et ce qu'on appelle la « force boulangère » des blés. Cette mesure est considérée comme un indicateur de la qualité boulangère des farines et constitue, en France, pour les industriels meuniers, un critère primordial pour la composition des farines destinées à la panification des pains de type « français ». En aval des filières, les meuniers établissent des listes de variétés meunières et proposent des contrats et des primes aux agriculteurs pour les blés ayant de bons résultats au test de l'Alvéographe. En amont, les sélectionneurs utilisent cette invention afin de sélectionner et produire de nouvelles variétés de blé. Lors de l'inscription des variétés sur le marché français, le CTPS positionne les variétés en blés améliorants ou de force (BAF), blés panifiables supérieurs (BPS), blés panifiables standards (BP), blés biscuitiers (BB) et blés pour les autres usages (BAU). Il résulte de ces évolutions que, sur les récoltes 2017-2020, les blés panifiables (BP + BPS) représentaient un peu plus de 90 % des surfaces cultivées en France (Omnès, 2020). A eux seuls, les blés qualifiés "blés panifiables supérieurs" (BPS) occupent 70% des surfaces en blé de la France, alors que le débouché de la panification française pèse moins de 15 % du marché du blé. Une grande partie de ces blés BPS sont donc vendus sur des marchés qui n'exigent pas des qualités de panification tels que l'alimentation animale ou les marchés d'alimentation humaine à l'export (Omnès, 2020).

Au début des années 1980, c'est le basculement de l'INRA vers une recherche plus fondamentale marquée par l'embauche massive de biologistes moléculaires et le remplacement des expérimentations sur plantes cultivées par des recherches et expérimentations sur *Arabidopsis*, une « mauvaise herbe » commune en Europe occidentale, devenue plante modèle, c'est-à-dire un modèle générique de l'organisme vivant végétal. L'Institut mise sur les biotechnologies ; le mode de polarisation de la recherche est celui d'une combinaison des modes académique et marchand, mais ce régime est marqué par le tournant environnemental de la société. Ce contexte voit monter la contestation du productivisme et des impacts de la pollution, ainsi que la peur des risques sanitaires. C'est l'heure de la controverse sur les organismes génétiquement modifiés (OGM). L'analyse de la controverse révèle des débats qui traversent les lignes de démarcation des acteurs. Les biologistes moléculaires eux même sont divisés, et Bonneuil et Thomas (2009) démontrent l'existence de fondements épistémiques derrière les clivages entre les différentes cultures (cytogénétique, biologie des populations...). Mais les controverses sur les OGM cachent en réalité des critiques générales du régime d'innovation en vigueur (marchandisation des ressources génétiques, affaiblissement de la biodiversité et aliénation des droits des agriculteurs...). Ce régime est donc marqué par une opposition entre les acteurs en charge de la recherche de l'innovation et les utilisateurs ou bénéficiaires du progrès.

Cette analyse historique est focalisée sur l'identification des régimes dominants, c'est-à-dire les régimes qui expliquent la trajectoire et les évolutions majeures de l'agriculture en France, de la majorité de ses acteurs et de ses institutions. Elle explique notamment une focalisation de l'amélioration variétale depuis la fin de la deuxième guerre mondiale vers un petit nombre d'espèces phares et de variétés à haut potentiel de rendement, sous réserve de leur appliquer des niveaux d'intrants élevés. Néanmoins, cette évolution a donné place au développement, en marge de ces régimes, à ce que Geels (2004) appelle des « niches » d'innovation. Ces aspects seront présentés dans la section 2.5.1.

2.4.2.2. Trajectoire et évolutions du conseil agricole en France

Les services de conseil aux agriculteurs⁶⁸, qu'ils émanent d'acteurs publics ou privés jouent un rôle central dans la production de connaissances et les dynamiques d'innovation au sein du secteur agricole (voir section 2.2.2). Les services publics de conseil ont été mis en place dans la plupart des pays européens dans le courant du XIX^{ème} siècle. Le niveau d'investissement dans ces services était alors déjà lié aux orientations des politiques agricoles, et divergea entre les pays après la crise agricole de 1880 (Labarthe, 2006). En France, comme dans d'autres pays ayant mis en œuvre des politiques protectionnistes, ils furent l'objet de débat, un progrès trop grand dans les rendements étant associé à un risque de surproduction. En conséquence, l'investissement dans le conseil ne fut pas massif (Labarthe, 2009). Dans d'autres pays au contraire, ils étaient au cœur de politiques mettant l'amélioration des compétences et des connaissances des agriculteurs au centre de la modernisation de l'agriculture. C'est notamment le cas des Pays-Bas, où fût instituée une politique conjuguant recherche, vulgarisation et éducation (*Onderzoek, Voorlichting, Onderwijs*). Cette politique fût à l'origine de la formalisation progressive de Systèmes d'Information et de Connaissances Agricole (en anglais : Agricultural Knowledge and Information Systems – AKIS) qui désignent les institutions et réseaux spécifiques de la R&D agricole (Röling et Engel, 1990).

Ces services publics ont connu un très fort développement dans tous les pays européens, après la seconde guerre mondiale (Albrecht, 1984 ; Andersson, 1984 ; Daucé et Houée, 1984 ; de Benedictis, 1984 ; Gerbaux et Muller, 1984 ; Nielsen, 1984). Il s'agissait alors d'accompagner la modernisation des exploitations agricoles par la vulgarisation de connaissances, permettant une meilleure utilisation du matériel agricole, des intrants chimiques et des semences. Ces services ont donc joué un rôle clé dans l'évolution des choix des agriculteurs en termes de choix et de conduite des cultures. Ils partageaient trois caractéristiques principales dans la plupart des pays européens, et notamment en France (Labarthe, 2009) :

- Ils étaient soutenus par d'importants financements publics ou parapublics, soit par la mise à disposition directe de fonctionnaires comme conseillers agricoles (en Angleterre, aux Pays-Bas, au Danemark...), soit par l'établissement de taxes sur le foncier et/ou les productions agricoles, comme en France ou aux Etats-Unis ;
- Ils s'inséraient dans une logique de filières où étaient mis en place des organismes de conseil (chambres d'agriculture en France), des instituts de recherche appliquée et stations expérimentales, des instituts de recherche, etc. ;
- Ils s'appuyaient sur une logique de conseil de groupe (celle initiée par les Centres d'Etudes Techniques Agricoles (CETA) en France, et déployée à grande échelle à travers les Groupements d'Etudes et de Développement Agricole (GEDA)). L'objectif de ces groupes était d'accompagner les agriculteurs vers une plus grande autonomie de décision vis-à-vis des prescripteurs, en s'appuyant sur des échanges entre pairs.

Les travaux historiques sur le conseil agricole (notamment dans les années 1980) sont principalement issus des Pays-Bas, d'Allemagne et du Royaume-Uni. Ils sont le fruit des recherches d'universitaires titulaires de chaires dédiées au conseil agricole (alors appelée « vulgarisation ») et à la communication en milieu rural, au sein de facultés d'agriculture, avec principalement des approches en sociologie et sciences de l'éducation. En France, les recherches sur le conseil étaient également essentiellement portées par des sociologues. Ces travaux ont utilisé des analyses en termes de réseaux sociaux pour montrer comment le conseil s'insérait dans des relations et des rapports sociaux inscrits dans des territoires (Darré, 1985 ; Compagnone, 2014). D'autres travaux ont montré que le conseil était aussi l'expression d'enjeux de pouvoir et de représentation politique et sociale de la profession agricole (Darré *et al.*, 1989). A travers les institutions de conseil se jouaient non seulement l'accès aux connaissances pour les agriculteurs, mais également la légitimation d'un modèle d'exploitation, ancrée dans un modèle de professionnalisation, d'agrandissement et de spécialisation, porté par le syndicat dominant, au détriment de modèles alternatifs (Rémy, 1987).

A la fin des années 1980, ces services ont connu de profondes transformations, marquées en premier lieu par un débat sur le rôle de l'état dans le conseil agricole et sur les politiques de privatisation (Rivera, 2000 ; Garforth *et al.*, 2003 ; Laurent *et al.*, 2006). Cette privatisation devait répondre à un objectif de réduction des dépenses

⁶⁸ Concrètement, en France, ces services sont des opérateurs qui fournissent aux agriculteurs des conseils de choix et de gestion des cultures. Ce sont les instituts techniques, les chambres d'agriculture, les Groupements de défense sanitaire, les CIVAM (Centres d'initiatives pour valoriser l'agriculture et le milieu rural), les coopératives, les négociants agricoles, les fournisseurs d'intrants, les vétérinaires, les consultants et bureaux d'études, les Centre d'Economie Rurale, les firmes agroindustrielles (cf. Labarthe, 2014).

publiques mais également à des doctrines selon lesquelles une régulation marchande du conseil, tirée par la demande des agriculteurs et mise en œuvre par des cabinets privés de consulting, serait plus efficace pour répondre aux nouveaux besoins des agriculteurs (Knutson, 1986 ; Dinar, 1996) et moins bureaucratique que des services de conseil administrés par l'état. Ces débats ont abouti à une privatisation des services de conseil dans de nombreux pays européens (Angleterre, Pays-Bas, Portugal, certains Länder allemands, etc.).

Les recherches sur le conseil agricole ont récemment connu un regain dans de nombreux contextes, dans les pays du Sud, mais également en Europe (Faure *et al.*, 2012). Ces recherches interrogent les modalités de prise en charge des enjeux environnementaux par les acteurs du conseil. Ces questions sont d'autant plus importantes que le conseil est désormais ciblé par de nombreuses politiques publiques comme un instrument pour accompagner les transitions écologiques de l'agriculture, en incluant la question de la diversification des cultures ou de la réduction de l'usage des pesticides. Quelques exemples peuvent être cités ici. A l'échelle européenne, la politique dite du « Système de Conseil Agricole » (SCA) oblige les États membres à garantir aux agriculteurs la présence de services fournissant des connaissances sur les normes environnementales et sanitaires imposées par la Politique Agricole Commune. En France, on peut citer le Plan National de Développement Agricole et Rural (PNDAR), qui finance différents organismes de développement (instituts techniques, chambres d'agriculture, Organismes Nationaux à Vocation Agricole et Rurale – ONVAR) dont l'objectif est d'accompagner les agriculteurs dans la recherche d'une double performance, économique et environnementale. On peut donc observer une forme de paradoxe dans de nombreux pays européens, ce regain d'intérêt pour le conseil intervenant après plusieurs décennies de désengagement de l'état. Cette situation a ouvert de nouveaux champs de recherche sur différentes dimensions des transformations du conseil :

- Sur l'évolution de l'offre de services, marquée par un pluralisme accru des prestataires, le rôle d'acteurs privés, et des formes de marchandisation des services (Prager *et al.*, 2016 ; Nettle *et al.*, 2018 ; Poole et Lynch, 2003). Si la France a été relativement peu impactée par le mouvement de privatisation du conseil qui s'est opéré à une échelle globale, on y observe cependant un rôle accru d'une grande diversité d'acteurs privés (Compagnone *et al.*, 2015) : consultants privés, vendeurs d'intrants et négociants, comptables, coopératives ou encore agriculteurs-conseillers ; voir la section 2.2.2, Labarthe (2014) et Sturel et Naïlho (2021) pour des descriptions plus exhaustives des acteurs et politiques de conseil en France. Des recherches ont montré que ces différents acteurs peuvent être porteurs de conceptions différentes des services, avec notamment une attention plus grande à la personnalisation des services pour les cabinets de conseil, au détriment du back-office (Labarthe *et al.*, 2013 ; Klerkx et Proctor, 2013 ; Knuth et Knierim, 2013). Cependant, des travaux plus récents ont montré que des organismes non spécialisés dans le conseil (coopératives, négociants) ont des stratégies de mise en œuvre de services qui peuvent être équivalentes à celles d'organismes spécialisés. Ceci peut être observé à partir de différents indicateurs (nombre de clients par conseiller, ratio front-office/back-office, part du conseil individuel, etc.) (Prager *et al.*, 2016 ; Dhiab *et al.*, 2020 ; Labarthe *et al.*, 2021).
- Sur les transformations des méthodes et des postures des conseillers pour accompagner des nouvelles formes d'innovation et des agriculteurs mieux formés, dans un contexte d'utilisation accrue des technologies numériques, voire de transformation numérique du conseil (Eastwood *et al.*, 2019 ; Fielke *et al.*, 2020). Ces travaux concluent le plus souvent sur la nécessité d'un changement dans les compétences nécessaires pour les conseillers : compétences en termes de pédagogie (animation de groupe), maîtrise de méthodes participatives, capacités de synthèse et de traduction de la littérature académique, etc. Cette catégorisation des compétences que doivent acquérir les conseillers s'accompagne de réflexion sur les cursus de formation des conseillers. D'autres travaux révèlent l'importance de l'agence des conseillers et de leurs postures éthiques et morales (Landini *et al.*, 2021).
- Sur l'analyse de la gouvernance des systèmes de conseil et d'innovation, mais aussi sur l'évaluation des politiques publiques de conseil (Coutts, 1995). Ces recherches proposent différentes typologies (des modes de gouvernance, des régimes de conseil, des systèmes de connaissances et d'information agricole). Ces typologies différencient souvent les pays selon le niveau de fragmentation ou de cohérence des systèmes de conseil d'une part, et selon les modes de coordination d'autre part (centralisation, contractualisation, etc.) (Knierim *et al.*, 2017). Ces travaux proposent également des méthodologies pour décrire et évaluer l'offre de conseil à l'échelle nationale (Knierim *et al.*, 2015 ; Birner *et al.*, 2009).

La question spécifique des effets des transformations du conseil sur la biodiversité des milieux agricoles reste un sujet relativement marginal. Le sujet est abordé en filigrane par les travaux portant sur le développement des agricultures alternatives et le rôle des vendeurs d'intrants alternatifs dans le conseil autour de l'implantation de couverts végétaux (Goulet, 2013 ; Goulet et Le Velly, 2013).

La question de la réduction de l'usage des pesticides a fait en revanche l'objet d'un ensemble plus conséquent de travaux. Ces derniers adoptent différentes focales pour analyser les mécanismes par lesquels le conseil peut favoriser (ou freiner) la réduction de l'usage des pesticides et le développement de pratiques durables de gestion de la santé des plantes. Ces travaux peuvent être agrégés autour de différents axes et pointent différents types de verrous, que nous présentons ici.

Certains travaux sont centrés sur les transformations de l'offre de conseil et l'analyse spécifique des prestataires du conseil, de leurs pratiques, de leurs marchés. Un premier type de verrou est lié aux relations de coopération ou de concurrence qui peuvent exister entre différents prestataires du conseil sur des territoires donnés (Compagnone *et al.*, 2018 ; Villemaine *et al.*, 2021). Bien que les acteurs traditionnels du conseil soient dans un contexte qui, comme le souligne Goulet (2017), est marqué par la montée en puissance de la thématique de la réduction des pesticides dans les récits d'expériences au sein des revues professionnelles, ils peinent à faire la promotion de technologies alternatives comme le biocontrôle (Villemaine *et al.*, 2021). Certaines études se positionnent à l'échelle des filières (Dhiab *et al.*, 2020) et révèlent un autre type de verrou lié aux intérêts propres de certains acteurs qui cumulent différentes activités dans les filières. Par exemple, elles montrent que le conseil autour de la question du choix des variétés a historiquement été porté essentiellement par des acteurs commercialisant et/ou produisant des semences. Si ces organisations développent des investissements importants pour accroître la qualité de leurs services, ils n'intègrent que marginalement les questions environnementales, donnant la priorité aux enjeux de qualité portés en aval de la filière.

Un deuxième ensemble d'analyses est centré sur les agriculteurs, leurs sources d'informations (Stuart *et al.*, 2018), sur le rôle du conseil dans leurs trajectoires de changement de pratique et de diversification des cultures, avec des travaux en économie, sociologie ou en ergonomie (Chantre et Cardona, 2014). Ces travaux révèlent un autre type de verrou qui est lié au morcèlement des sources d'information des agriculteurs. Par exemple, il est démontré que les sources de conseil des agriculteurs sont hétérogènes entre agriculteurs (selon les contextes nationaux ou régionaux, mais aussi selon les domaines d'innovation) (Sutherland et Labarthe, 2022 ; Cofré-Bravo *et al.*, 2019 ; Klerkx *et al.*, 2017) et que chaque agriculteur mobilise un nombre réduit de sources : la confiance est une des dimensions centrales de l'établissement des relations entre conseillers et agriculteurs (Madureira *et al.*, 2022).

Un troisième groupe de recherches se focalise sur la figure des conseillers agricoles, sur leurs postures et leurs compétences (Delbos *et al.*, 2014), sur la transformation numérique de leurs équipements (LePrevost *et al.*, 2020) et suggèrent comme verrou et levier la question des compétences des conseillers et de leur adaptation aux compétences et besoins des agriculteurs. Par exemple, comme évoqué plus haut, des travaux listent ainsi la diversité des approches de conseil (Leeuwis et Ban, 2003) et établissent des caractérisations des compétences requises pour les agriculteurs (Moschitz *et al.*, 2015), avec souvent une attention forte portée sur les soft skills.

Un quatrième ensemble de recherches porte sur les politiques publiques de conseil. Ces politiques sont depuis longtemps considérées comme un levier à utiliser pour promouvoir des pratiques d'usage réduit des pesticides (Coutts, 1995). En France, des recherches ont ainsi porté sur l'évaluation et le fonctionnement de dispositifs tels que Dephy (Cerf *et al.*, 2017) ou Certiphyto (Ansaloni et Smith, 2014). Les résultats de ces évaluations sont contrastés. En France, des évaluations quantitatives montrent un effet positif de ces dispositifs sur les participants (Lapierre *et al.*, 2019). D'autres travaux montrent une faible diffusion des connaissances produites au-delà de ces participants (Guichard *et al.*, 2017). Dans les pays du Sud, la difficulté des programmes publics de conseil à générer des prises de conscience chez les agriculteurs, qui privilégient les conseils des pairs ou des vendeurs de produits, est soulignée par certains travaux (Chalermphol et Shivakoti, 2009). D'un point de vue méthodologique, il existe un courant de réflexion sur les méthodes d'évaluation quantitative et qualitative des effets du conseil agricole, au nord comme au sud (Berriet-Sollicet *et al.*, 2014 ; Birner *et al.*, 2009 ; Waddington *et al.*, 2014).

Les rares travaux traitant la question des effets du conseil sur la diversification végétale le font souvent de façon indirecte. Dans ces travaux, encore peut-être plus que dans les précédents, le conseil n'est qu'un des éléments pointés par des analyses qui sont souvent d'ordre systémique. Ces travaux se positionnent souvent à l'échelle des filières, du secteur ou de systèmes d'innovation. Ils suggèrent que le conseil est une des dimensions de systèmes d'innovation concourant à un verrouillage sur un nombre limité d'espèces et de variétés cultivées. Ces études sont inscrites dans différentes perspectives disciplinaires : en économie (Cowan et Gunby, 1996 ; Vanloqueren et Baret, 2009 ; Magrini *et al.*, 2018), en histoire et études des sciences et technologie (Bonneuil *et al.*, 2006). Elles montrent que les organismes de conseil sont eux-mêmes pris dans des formes de routine qui limitent leur capacité à explorer des connaissances permettant de diversifier les espèces cultivées ou de développer des mélanges de variétés ou d'espèces (Labarthe *et al.*, 2021). Cette situation s'explique par le fait que certains organismes de conseil peuvent manquer de ressources et/ou être eux-mêmes contrôlés ou en

partenariat avec les industries d'amont ou d'aval. D'autres démarches, en miroir, travaillent sur de nouvelles formes de sélection et de conception participative pour diversifier les cultures, dans une perspective pluridisciplinaire associant génétique et sciences sociales (Almekinders *et al.*, 2014 ; Hazard *et al.*, 2016).

2.4.3. Conclusion de section

La littérature synthétisée dans cette section fait état du rôle des politiques publiques et des mécanismes d'évolution des modes de production et d'organisation des filières dans le mouvement de spécialisation agricole observé à toutes les échelles.

Historiquement, les politiques publiques et leur mise en œuvre réglementaire ou incitative ont affecté la diversité végétale à différentes échelles. Le soutien aux filières *via* des prix garantis dans les premières versions de la PAC a conduit les agriculteurs à privilégier les productions subventionnées (revenu garanti moins risqué). Puis le soutien au revenu des exploitations a souvent été couplé à des surfaces ou volumes de production de certains produits, jusqu'au découplage de la fin du 20^{ème} siècle. Ces deux éléments ont induit une spécialisation au niveau de l'exploitation, mais aussi des bassins de production. Le volet environnemental du 2^{ème} pilier de la PAC offre bien des incitations à une certaine diversification, mais cela reste marginal par rapport aux montants de soutien au revenu du 1er pilier de la PAC. Au final, cela induit des tensions entre enjeux environnementaux et enjeux économiques.

Dans le prolongement de la politique européenne, la réglementation française a accompagné la modernisation du secteur agricole pour passer d'une agriculture paysanne, visant une autosuffisance et une viabilité économique, à une agriculture d'entreprise professionnelle, visant la productivité et l'approvisionnement des marchés. Cette évolution s'est appuyée sur une rationalisation du foncier : remembrement avec regroupement des parcelles, suppression des obstacles (haies, talus, fossés), qui ont conduit à une simplification des systèmes de culture et des paysages agricoles.

L'exportation a pris une place importante dans les débouchés de la production agricole française, et la réglementation s'est adaptée à des marchés de plus en plus internationaux. Cela a conduit les normes françaises à favoriser la standardisation des produits au détriment de la diversité des espèces et des variétés cultivées, dans une logique de concentration des marchés et de standardisation des produits. Cela s'est fait au détriment d'autres enjeux, par exemple environnementaux. Cette standardisation s'accompagne d'une spécialisation sur certaines variétés et d'une perte de diversité végétale, avec des espaces cultivés standardisés.

Dans ce contexte politique et réglementaire, la construction historique des filières agricoles s'est faite suivant des logiques de spécialisation des différents niveaux des filières sur certaines activités (taylorisation). Au niveau de l'exploitation, l'artificialisation des conditions de production est rendue possible par une connaissance de techniques de production nouvelles (conseil) et l'accès aux intrants associés. Des marchés se sont structurés en amont, pour créer et produire ces intrants, avec une spécialisation des acteurs sur certains intrants ou équipements dont la vente assure la rentabilité de leur activité. L'homogénéisation des productions et des pratiques, en augmentant la taille de ces marchés, permet également un meilleur amortissement des coûts fixes de recherche. En aval des filières, l'homogénéisation et les économies d'échelle associées permettent d'optimiser la logistique de collecte. Elle permet également la mise en place de standards qui facilitent les échanges entre les différentes activités ou maillons des filières, ce qui évite qu'un acteur soit trompé ou surpris par les caractéristiques du produit qu'il reçoit d'un autre acteur/maillon de la filière. Les débouchés se sont également structurés autour d'un modèle émergent de production de produits transformés, avec des logiques de fragmentation-assemblage qui incitent à la standardisation des matières premières, devenant par là-même des commodités substituables les unes aux autres en fonction de leurs attributs pour la transformation. Les économies d'échelle sur la fragmentation de matières premières plus homogènes permettent d'élargir les bassins d'approvisionnement des unités de transformation. La réglementation a encadré, et parfois orienté, ces activités. Certaines de ces activités ont subi un mouvement de privatisation. C'est le cas notamment des activités de conseil et de sélection génétique qui sont passées d'une dominance d'institutions publiques à une dominance des opérateurs privés.

Les coopératives agricoles ont joué un rôle pivot dans ces évolutions. Elles se positionnent comme un acteur clé des filières, en intervenant dans la multiplication des semences, la distribution d'intrants (semences, engrais, pesticides...), la collecte et le conseil. Ce positionnement à plusieurs niveaux d'activité de la filière leur permet d'opérer des ajustements entre l'amont et l'aval.

Ainsi, se dessinent des régimes dominants qui évoluent vers une spécialisation à toutes les échelles, renforcée par un paradigme de performance économique basée sur les économies d'échelle à tous les niveaux. Ce modèle conduit à une certaine homogénéité des productions dans l'espace et dans le temps. Cette spécialisation à toutes les échelles a affecté la diversité des couverts végétaux :

- **A l'échelle de la parcelle**, cela s'est traduit par une simplification des rotations, voire leur disparition (monocultures), rendue possible par le remplacement des services écosystémiques (fourniture de nutriments par le sol aux plantes cultivées, contrôle biologique) par des intrants chimiques (engrais minéraux, pesticides). Les rotations étaient initialement construites pour gérer la fertilité minérale du sol (en organisant dans le temps des espèces plus ou moins demandeuses des différents éléments minéraux, y compris des espèces fournisseuses d'éléments, comme les légumineuses). Elles permettaient également de gérer les bioagresseurs avec l'alternance de cultures dites salissantes (qui permettent le développement d'adventices) et de cultures assainissantes (qui limitent leur multiplication). Les intrants chimiques ont permis aux agriculteurs de s'affranchir de ces contraintes et donc de réduire les délais de retour d'une espèce sur la parcelle.
- **A l'échelle de l'exploitation**, la disparition des rotations va de pair avec le développement d'assolements plus homogènes, et permet la production de volumes plus importants par exploitation, même si cela se traduit par un accroissement des risques économiques (voir sections 2.1.2.4 et 2.1.3.2). Cela a entraîné un appauvrissement des savoirs des agriculteurs, puisqu'ils ne devaient plus maîtriser qu'un petit nombre d'espèces ou d'opérations culturales, les interventions chimiques étant réalisées soit avant l'apparition des problèmes (traitements systématiques non basés sur l'observation), soit après, mais avec des méthodes permettant de rétablir une situation idéale pour la production.
- **A l'échelle du paysage**, cela s'est traduit par une réduction de la diversité paysagère, qui prend plusieurs formes : disparition des haies et espaces interstitiels pour l'agrandissement des parcelles, assolements homogènes entre exploitations, etc.
- **A l'échelle des régions (voire des pays)**, on observe une spécialisation vers un système de production dominant avec notamment une séparation géographique des productions végétales et animales, excepté dans les systèmes de polyculture-élevage qui perdurent dans des zones à faible potentiel en termes de production céréalière, donc une spécialisation des acteurs locaux des filières amont et aval. Cette séparation est un frein à la reconnexion des productions végétales et animales et des services écosystémiques associés au sein des territoires.

2.5. Perspectives : vers une augmentation de la diversification végétale ?

Auteurs : Valérie Angeon, Douadia Bougherara, Benoît Grimonprez, Mourad Hannachi, Mireille Navarrete, Sophie Thoyer

Constitutrices ponctuelles : Laure Kuhfuss, Marianne Lefèbvre

Dans cette section, nous présentons les perspectives d'évolution du contexte actuel, en nous focalisant sur les freins et leviers au changement. Nous présentons la manière dont le système actuellement dominant, basé sur une faible diversité végétale des espaces agricoles, est le fruit de régimes qui s'auto-verrouillent par une spécialisation des systèmes techniques, des acteurs économiques, des formes de conseil, des institutions, ainsi que la manière dont l'innovation offre des alternatives à ces régimes (sous-section 2.5.1). Ces innovations s'inscrivent dans une évolution récente du contexte (au cours des vingt dernières années) qui incite à envisager la gestion de la diversité végétale comme une solution aux enjeux de protection des cultures. Ces évolutions concernent tout d'abord l'inflexion des politiques publiques et des réglementations associées (sous-section 2.5.2), mais aussi un mouvement de fond au niveau de la demande alimentaire pour des aliments sains et produits par une agriculture durable et équitable pour les producteurs et consommateurs (sous-section 2.5.3).

2.5.1. La diversification végétale des milieux agricoles : une dynamique d'innovation verrouillée dans le régime dominant

Au-delà de la trajectoire des institutions façonnant la biodiversité cultivée en France présentée en section 2.4.2, il y a certains mécanismes sociotechniques spécifiques qui constituent des facteurs explicatifs clés permettant de comprendre la situation actuelle de la diversification végétale dans l'agriculture française. Nous présentons ici quelques mécanismes clés pour comprendre le verrouillage autour du modèle dominant de spécialisation décrit en section 2.4, tels que le verrouillage technologique et l'auto-renforcement. Nous explicitons la manière dont ces mécanismes créent des freins au changement à différents niveaux des filières. Nous présentons enfin les mécanismes d'innovation qui permettent de sortir de ce régime dominant (niches) ou qui permettraient de le faire basculer vers un nouveau régime.

2.5.1.1. Mécanisme du verrouillage technologique et de l'auto-renforcement du modèle dominant de spécialisation agricole

On parle de situations de verrouillage technologique et de dépendance au sentier pour décrire le fait qu'une fois qu'une technologie a fait sa place dans le régime sociotechnique dominant, les institutions, les normes et le mode de fonctionnement du régime empêchent que d'autres technologies potentiellement plus performantes ne se développent. Le terme "technologie" est entendu ici au sens large. Il décrit aussi bien des objets matériels qu'immatériels (Rip et Kemp, 1998) et se rapporte indifféremment à un choix de technique de production, de produit, de norme ou de paradigme (Meynard *et al.*, 2013). Ces processus de compétition et de sélection technologique permettent de comprendre par quels mécanismes le choix initial d'une technologie particulière se renforce, expliquant alors qu'une technologie dite « inférieure » (sous-efficace) se diffuse et s'impose au point de devenir dominante (Arthur, 1989). Le point de départ de l'analyse est alors de considérer que ce n'est pas systématiquement parce qu'une technologie est plus performante qu'une autre qu'elle est adoptée. Parfois, c'est parce qu'elle est adoptée qu'une technologie devient performante. La diffusion technologique s'appuie sur un « mécanisme récursif auto-renforçant (adoption – performance – adoption), et ouvre la porte sur la prise en compte du hasard et de l'histoire en économie » (Pernin, 1994).

Plusieurs mécanismes à l'origine de la compétition technologique créent des rendements croissants d'adoption (Arthur, 1989 ; Foray, 1989 ; Rip et Kemp, 1998). Les rendements croissants d'adoption décrivent une situation selon laquelle l'utilité procurée par l'adoption d'un bien ou d'une technologie augmente avec son degré de diffusion. Ils expliquent qu'au cours du temps, les choix individuels s'alignent sur ceux du plus grand nombre, les comportements des futurs agents étant influencés par ceux des primo-adoptants. Le choix entre des alternatives technologiques serait donc fonction de la distribution des choix antérieurs. Sur le long terme (période d'accumulation de choix successifs), cela a pour conséquence que les agents optent pour la technologie déjà privilégiée par les primo-adoptants, même si elle se révèle au bout d'un certain nombre d'années peu efficace ou risquée. Le processus de compétition technologique reflète deux propriétés majeures : (i) l'inefficacité potentielle de la technologie qui s'impose (ce n'est pas nécessairement celle qui, sur le long terme, assurera la meilleure performance) ; (ii) l'inflexibilité, caractéristique du verrouillage, qui bloque l'adoption de la technologie alternative. En d'autres termes, l'ensemble des opportunités de choix en faveur de la technologie alternative se réduit, la rendant selon Arthur (1989) « incapable de prendre le départ ».

Cinq mécanismes sont au fondement des rendements croissants d'adoption :

1. Les **économies d'échelle en production** s'expliquent par le fait que le coût unitaire des produits diminue en fonction de l'augmentation des volumes produits (Acemoglu *et al.*, 2018). Par exemple, la production à grande échelle d'un petit nombre de variétés augmente l'efficacité productive de chacune⁶⁹.
2. La **compatibilité technologique** décrit des biens interdépendants. L'accroissement de l'utilisation de l'un des produits pris isolément ne permet pas d'augmenter l'utilité ou satisfaction de l'utilisateur. Ces produits génèrent des externalités positives liées à leur utilisation jointe. Par exemple pour la gestion des adventices dans les cultures pérennes, on peut citer le paquet technologique qui rend interdépendants le travail du sol sur l'inter-rang et le désherbage chimique sur le rang.
3. L'**apprentissage lié à l'utilisation du produit** (Rosenberg, 1983) : le modèle canonique de compétition technologique pose de manière implicite l'hypothèse d'une asymétrie des connaissances entre les offreurs (i.e., les firmes industrielles) et les adopteurs de technologie (i.e., les agriculteurs). Les connaissances disponibles sur la technologie sont en effet maîtrisées par les industriels. Le seul pouvoir des utilisateurs tient dans leur capacité à améliorer, par le *learning-by-using*, leur propre maîtrise de la technologie. Par exemple, les agriculteurs ne possèdent comme connaissance des variétés que les informations que les sélectionneurs veulent bien leur transmettre, si bien que la sensibilité variétale à une maladie est apprise essentiellement par l'expérience au champ.
4. Les **économies de réseaux** (Katz et Shapiro, 1985) : les choix technologiques reflètent non seulement les préférences des agents mais également la manière dont ils se coordonnent. Les externalités de coordination reposent sur des mécanismes non marchands qui favorisent, à travers des dynamiques d'apprentissage, des procédures de choix rationnels garantissant la satisfaction de l'utilité des agents. L'apprentissage interactionniste résulte d'externalités de réseaux qui caractérisent le fait que l'utilité d'un produit pour l'utilisateur est liée au nombre d'utilisateurs de ce produit. Cela explique par exemple la préférence des agriculteurs pour des variétés largement utilisées sur la zone, bien connues de leurs conseillers, et disponible dans la coopérative d'approvisionnement locale, plutôt que des variétés mineures pour lesquelles ils pensent qu'ils auront du mal à avoir de l'aide.
5. Enfin, les **rendements informationnels** (Mansfield, 1961) décrivent toute situation où les actions des uns sont porteuses d'informations appréciées par les autres comme un signal pertinent pour leur propre décision. Les agents s'inspirent donc des expériences préalables des autres pour améliorer l'état de leur connaissance des technologies disponibles et ainsi réduire les risques d'erreur. L'observation des stratégies des agents permet de réduire les coûts de recherche d'information et l'incertitude inhérente au processus d'adoption. Cela peut donner lieu à un effet d'entraînement des agriculteurs entre eux localement ou à distance *via* les réseaux sociaux.

Chacun de ces mécanismes renforce l'existence de la technologie dominante : produite et diffusée à grande échelle et à moindres coûts (économies d'échelle), consolidée à travers un paquet technologique (compatibilité technologique), appropriée à travers son utilisation (apprentissage lié à l'usage), privilégiée du fait que sa communauté d'utilisateurs est importante (économies de réseau), considérée comme un bon révélateur d'informations qui tend à augmenter la sphère d'adopteurs (rendements informationnel). Ces mécanismes sont illustrés dans l'encadré 2-6 présentant la filière de la banane aux Antilles.

⁶⁹ Ce point a été discuté en détail section 2.1.3.1.

Encadré 2-6. Mécanisme d'auto-renforcement des différents freins : exemple de la filière banane aux Antilles

En s'appuyant sur l'exemple de la filière banane aux Antilles, nous illustrons comment ces différents freins interagissent et s'auto-renforcent, créant une situation de verrouillage technologique autour de la technologie dominante et empêchant l'adoption de technologies alternatives, telle que l'émergence de systèmes diversifiés. Angeon et Bates (2020) montrent que les mécanismes de verrouillage s'expliquent par des effets combinés des cinq types de rendements croissants d'adoption et que le rôle de l'Etat a été central dans leur exploitation.

Les externalités positives de réseaux

Aux Antilles françaises, les artefacts technologiques adoptés dans la filière banane, issus du paradigme productiviste, sont largement éprouvés dans d'autres contextes de production. Ceci est vrai de la sélection variétale effectuée et des normes de production observées. La première comme les secondes ont été largement relayées par les institutions de recherche publiques en place et leur mise en œuvre a été financée par l'Etat à travers des incitations et des dispositifs de protection sur les marchés. Les producteurs perçoivent, selon les époques, des soutiens aux prix et/ou à la production (voir section 2.2.1 sur l'évolution des politiques publiques). Ces aides sont accordées à condition que des standards de production stricts soient respectés.

Sur cette base, un monopole technologique s'est instauré, s'imposant à l'ensemble des producteurs et ce d'autant que les modalités d'attribution des aides définies par la puissance publique imposent que les agriculteurs appartiennent à une organisation collective. Point de passage obligé, cette organisation professionnelle, encore appelée « groupement » est vue comme une instance de normalisation et de standardisation de la production. Cet alignement technologique permet ainsi une meilleure maîtrise des coûts de production, ce qui favorise les économies d'échelle en production.

Les économies d'échelle en production

La petite dimension, caractéristique intrinsèque des espaces de production de la banane aux Antilles, ne fournit pas a priori les conditions de réalisation d'économies d'échelle en production (Célimène et Watson, 1991). Toutefois, les opérateurs de la filière banane pallient la contrainte de la taille par l'ultra-spécialisation des unités de production. Cette dernière se caractérise par une forte accumulation du capital (intrants chimiques de synthèse, mécanisation, dont l'approvisionnement est facilité par des subventions accordées par l'Etat). Les conditions de réalisation des économies d'échelle sont dès lors artificiellement créées, provoquées et pilotées par l'Etat, renforçant ainsi la dépendance de l'aire de production antillaise vis-à-vis de l'extérieur pour l'accès aux intrants.

L'apprentissage par l'usage

Largement soutenu par les acteurs publics et diffusé par les groupements de producteurs qui ne relaient pas d'alternatives technologiques, le paquet technologique proposé en milieu bananier est utilisé par la majorité des agriculteurs. Son utilisation à grande échelle crée des routines et cristallise des pratiques qui confortent la technologie privilégiée en accroissant le nombre d'adoptants directs et induits.

Les externalités informationnelles

Les processus d'acquisition de connaissances sur la technologie dominante se traduisent sous forme de capitalisation et de diffusion d'information (externalités informationnelles) qui concourent à la rendre plus facilement adoptable. Dans le cas de la filière banane aux Antilles françaises, ces externalités informationnelles sont d'autant plus mises à profit que le groupement facilite la circulation d'information sur la technologie dominante et impose son utilisation. Le groupement permet de glaner des informations et des connaissances substantielles, de combiner des ressources et des capacités complémentaires, d'économiser des coûts de transaction, etc.

Les interrelations technologiques

La compatibilité technologique permet d'éclairer les choix établis dans les systèmes de production simplifiés qui prévalent aux Antilles françaises. La simplification des systèmes de culture s'est accompagnée de l'utilisation d'intrants chimiques de synthèse. On rappelle qu'on retient une définition large du terme technologie, la simplification d'un système de culture et l'utilisation d'intrants chimiques étant alors considérées comme des dispositifs techniques de production. De même, au sein du paradigme productiviste, le maintien de systèmes de culture simplifiés pourvoyeurs de hauts rendements s'appuie sur une capacité d'innovation majeure : la sélection variétale. La simplification des systèmes de culture les rend en effet plus vulnérables à la pression des bioagresseurs qui, dans ce cas, peut être contournée par des variétés culturales résistantes. Dès lors, la sélection variétale apparaît comme une composante clé du paquet technologique productiviste

qui s'inscrit dans un continuum d'innovations. Cette technologie parvient d'autant mieux à assurer la pérennité du système de production dominant et à le verrouiller qu'elle est adoptée par un nombre important d'agriculteurs insérés eux-mêmes dans des réseaux de production et d'échange.

L'effet de ces mécanismes est d'autant plus exacerbé que les acteurs de la filière banane aux Antilles françaises privilégient un ensemble de dispositifs qui entretiennent les mécanismes au fondement des rendements croissants d'adoption. Parmi ces dispositifs, les mesures de sécurisation des revenus jouent un rôle central, qu'il s'agisse de crédits bancaires, d'octroi d'aides ou de règles d'accès au marché européen. Ceci est d'autant plus vrai dans un contexte de rationnement des ressources financières (rationnement du crédit bancaire, concurrence entre filières pour capter les subventions européennes) où la complémentarité entre les financements publics et privés soutient massivement les mêmes types d'acteurs (producteurs bananiers au détriment des producteurs des autres cultures). Ces dispositifs génèrent une structure inertielle de choix de telle sorte que les innovations qui contestent la technologie dominante ou qui déstabilisent les relations organisées entre les acteurs autour d'elle (i.e., technologies agroécologiques au sens large) peinent à émerger. Ces dispositifs qui président au processus de sélection compétitive verrouillent le système conventionnel qui s'inscrit dès lors dans un sentier de dépendance (*path dependency*) dont il n'est pas aisé de sortir.

La trajectoire agricole du régime sociotechnique dominant est déterminée par le poids et l'enchevêtrement des divers mécanismes d'auto-renforcement présentés précédemment. Ces mécanismes ont favorisé la prédominance d'une technologie (choix de production et paquet technologique associés) en réponse au mécanisme récursif « adoption – performance – adoption » au détriment d'innovations alternatives.

En effet, le choix de la simplification des systèmes de culture (monoproduction) répond, comme le requièrent les normes du modèle productiviste, à un objectif de concentration des moyens de production pour augmenter les rendements tout en réduisant les coûts (économies d'échelle). De ce point de vue, l'utilisation d'intrants de synthèse est une condition de l'existence et de la robustesse de ces systèmes de culture simplifiés. Ceux-ci doivent être alimentés par des ressources extérieures, le milieu naturel n'étant plus en mesure de leur fournir des apports satisfaisants pour un niveau de rendement défini comme acceptable. Cet exemple est une illustration de la compatibilité inter-technologique. Largement diffusée par les industriels mais également par les acteurs du conseil et de la formation agricole, le paquet technologique proposé dans le cadre de la simplification végétale est utilisé par la majorité des agriculteurs. Son utilisation à grande échelle crée des routines et cristallise des pratiques qui confortent la technologie privilégiée (économies de réseau). Les agriculteurs œuvrant dans ces systèmes de production sont en réalité de simples utilisateurs du paquet technologique conventionnel qu'ils adoptent selon la hiérarchie socioéconomique établie. Myopes à l'état des connaissances disponibles, ils ancrent leur croyance dans le fait que la technologie dominante est soit la seule à exister, soit la meilleure (rendements informationnels). Sur la base d'un comportement mimétique, les adoptants choisissent la technologie dominante, ce qui augmente in fine le pouvoir de marché des firmes qui les produisent. L'asymétrie d'information jouant en défaveur des utilisateurs, elle les conduit à renforcer la technologie dominante.

2.5.1.2. Une lecture décomposée des freins majeurs opérant dans le système sociotechnique dominant

Dans le secteur agricole, l'organisation du système sociotechnique et son évolution au fil des décennies expliquent le maintien des technologies dominantes, c'est-à-dire des systèmes peu diversifiés, voire de la monoculture, malgré tous les effets négatifs induits par ces choix techniques (augmentation de l'usage des pesticides, perte de biodiversité, pollution, épuisement des sols, contournement de résistances ...). Ces processus de verrouillage sociotechnique ont été observés sur différents systèmes de production, en grandes cultures (Vanloqueren et Baret, 2008, en Belgique ; Lamine, 2011, en France), mais aussi dans d'autres systèmes de production comme dans la filière légumière (Boulestreau *et al.*, 2021) et en viticulture (Masson, 2021), ainsi que dans les filières d'exportation aux Antilles (Della Rossa *et al.*, 2020, pour la canne à sucre et la banane, Angeon et Bates, 2020, pour la banane). Le verrouillage sociotechnique est, par nature, systémique, combinant plusieurs freins aux différents maillons du système sociotechnique qui se renforcent les uns les autres (Meynard *et al.*, 2018). Afin de faciliter la compréhension du phénomène, nous proposons ci-dessous une lecture des freins par sous-système : filière amont (principalement la sélection génétique et la fourniture d'intrants), exploitations agricoles, acteurs du conseil, filière aval (principalement la collecte, le stockage, la transformation et la commercialisation).

Filière amont

Meynard *et al.* (2013) ont étudié le verrouillage qui limite l'adoption de rotations diversifiées en grandes cultures, et notamment l'introduction de 11 cultures dites mineures de par leur faible surface cultivée en France, en particulier des céréales et des légumineuses (pois protéagineux, féverole, lupin, pois chiche, luzerne, lin textile, lin oléagineux, moutarde, sorgho, chanvre, soja, tournesol). Ils montrent que, pour ces espèces qui représentent des marchés économiques limités, un effort moindre de sélection des grands groupes semenciers comparativement aux cultures majeures (technologie dominante) a réduit l'offre en variétés performantes. Les externalités de réseau jouent peu (peu d'acteurs - semenciers et/ou agriculteurs - s'engagent dans la recherche de semences alternatives) et les semenciers restent centrés sur une logique d'économie d'échelle en faveur des cultures majeures. Ainsi, pour les espèces dites mineures, l'offre disponible comporte essentiellement des variétés à potentiel de rendement plus faible, un manque de résistances variétales, et ce d'autant plus lorsqu'une même espèce a plusieurs débouchés (ex : chanvre cultivé pour les fibres *versus* les graines). En effet, dans ce cas, il n'y a pas de sélection spécifique à chaque débouché contrairement au cas des espèces majeures (tomate en frais *versus* de conserve). Au-delà du cas du secteur de la sélection génétique, se pose la question de l'accès aux traitements phytosanitaires. En effet, les firmes phytosanitaires s'engagent dans des démarches d'homologation pour peu de molécules phytosanitaires pour ces cultures, qui représentent un potentiel de marché limité. Les pesticides étant souvent perçus comme des intrants réducteurs de risque (voir section 2.1.1.5), il en résulte pour les agriculteurs un manque de moyens de contrôle chimique et donc une augmentation des risques économiques. Ce phénomène a été observé en grande culture (Meynard *et al.*, 2018) mais aussi en maraîchage (Boulestreau *et al.*, 2021) où l'on constate la même faiblesse des effets de réseaux et des économies d'échelle en production.

Exploitation agricole

Les principaux freins identifiés sont pour la plupart communs aux différentes filières de production ; ils relèvent des déterminants de la décision identifiés dans la section 2.1.1: l'adaptation des cultures aux conditions pédoclimatiques locales, le partage des ressources entre différentes cultures (calendriers de cultures par parcelle, calendriers de travail, accès à l'eau, disponibilités en surface cultivable...), la disponibilité en équipement (Meynard *et al.*, 2015 ; Boulestreau *et al.*, 2021). Navarrete *et al.* (2017) montrent par exemple que, dans certains types d'exploitations maraîchères orientées vers les circuits longs, l'introduction d'engrais vert dans des rotations de cultures légumières est freinée par la recherche de rentabilisation maximale des abris plastiques, qui sont occupés la quasi-totalité de l'année par des cultures commerciales (effet des économies d'échelle en production). Trois types de freins à l'échelle de l'exploitation sont spécifiques à la diversification des cultures commerciales :

(1) l'accès des agriculteurs à des variétés adaptées aux conditions locales *via* les agrofournisseurs et/ou à des plants *via* les pépiniéristes. Dans les systèmes céréaliers, Vanloqueren et Barret (2008) montrent que la majorité des agriculteurs donne la priorité aux variétés à fort potentiel de rendement et de qualité et résistantes à la verse, les critères de résistance aux maladies n'intervenant qu'après. De plus, du fait de résistances seulement partielles des variétés aux bioagresseurs, les agriculteurs ne peuvent être sûrs du bénéfice réel de ces variétés qu'en fin de saison, ce qui limite leur usage. Enfin, peu de variétés présentent des résistances combinées à plusieurs maladies. En maraîchage, la plupart des agriculteurs privilégient l'achat de plants aux pépiniéristes plutôt que le semis sur l'exploitation et ils estiment que les pépiniéristes offrent une gamme trop limitée de plants pour les espèces de diversification, ce frein étant renforcé lorsque le maraîcher a des exigences fortes en termes de choix de la variété, mais aussi du porte greffe et de la date de mise à disposition, sachant que du respect de cette date dépend la capacité à boucler plusieurs cycles de culture successifs en une année (Boulestreau *et al.*, 2021).

(2) la question de l'apprentissage des agriculteurs pour ces nouvelles cultures, qui fait écho à la problématique d'accompagnement par les conseillers techniques et de diffusion des technologies alternatives (rendements informationnels) (*cf. infra*). Un premier type de difficulté renvoie à la nécessité de penser les assolements et les rotations de façon systémique et sur le long-terme, alors qu'une majorité d'agriculteurs dans le système dominant raisonnent leurs décisions de cultures sur les performances à court-terme et en fonction de l'orientation des marchés (Morel *et al.*, 2020). Un deuxième type de difficulté est la nécessité d'acquérir (ou de réacquérir) des savoir-faire. Ainsi, en production maraîchère, la conduite d'un très grand nombre d'espèces (jusqu'à 70 espèces ou types de production cultivables sur une exploitation en circuit court) nécessite des connaissances variées tant pour le chef d'exploitation que pour le personnel d'exécution ; ceci est à l'origine d'une charge cognitive pour concevoir et piloter des rotations et des assolements complexes et optimiser les calendriers de cultures, lorsque jusqu'à 4 cultures peuvent se succéder chaque année sur la même parcelle (Dupré *et al.*, 2017).

(3) le manque ou l'inadaptation des références technico-économiques permettant d'estimer l'intérêt économique et environnemental de l'insertion de cultures diversifiées dans les successions (Morel *et al.*, 2020), ce qui renvoie à un frein se situant à l'échelle des acteurs du conseil.

Acteurs du conseil

Les données technicoéconomiques élaborées par les acteurs de la R&D et les conseils fournis aux agriculteurs concernent principalement les systèmes intensifs, dans lesquels la diversification des couverts végétaux a peu de place (Vanloqueren et Barret, 2008 ; Zimmer *et al.*, 2016). Ces propos doivent être nuancés dans le cas des systèmes de connaissance en agriculture biologique, pour lesquels la diversification occupe une place beaucoup plus centrale. Dans le cas de l'introduction de légumineuses dans des systèmes de grandes cultures, les expérimentations agronomiques ont montré leurs effets bénéfiques sur la culture en place (en cas d'association avec une culture de céréales par exemple) mais aussi sur les cultures suivantes : réduction des apports azotés, meilleure régulation des bioagresseurs, augmentation des rendements (Schneider et Huyghe, 2015 ; Zander *et al.*, 2016). Pourtant, les agriculteurs ne disposent aujourd'hui que de calculs de la rentabilité à l'échelle d'une seule culture (cf section 2.1.1). Ces données sont très peu incitatives à l'introduction de légumineuses alors qu'un calcul intégrant les externalités positives de ces cultures à l'échelle de la rotation le serait beaucoup plus (Meynard *et al.*, 2015 ; Magrini *et al.*, 2018). Ces auteurs montrent donc l'intérêt de construire un tel outil de comptabilité adapté aux rotations diversifiées. Della Rossa *et al.* (2020), comparant 3 filières agricoles en Martinique (banane et canne à sucre pour l'export et culture vivrières pour le marché local), montrent que la qualité et l'intensité du conseil offert aux agriculteurs sont très liés au degré de structuration de chaque filière : le conseil est fortement structuré sur la filière banane qui est commercialement très organisée car les cahiers de charge qualité des acteurs de l'aval imposent l'adoption de pratiques adéquates. Il est au contraire très aléatoire sur le secteur des cultures vivrières du fait de l'atomisation des producteurs et de l'écoulement de la production en circuit court avec des relations informelles entre agriculteurs et consommateurs. Dans la filière banane, l'enjeu de maintenir la performance économique et commerciale autour de ce produit d'export dans un marché international très concurrentiel a favorisé le développement d'innovations, comme les plantes de service pour gérer l'enherbement, innovation technique qui permet de ne pas remettre en question la monoculture de banane.

Filière aval - collecte, stockage, transformation et commercialisation des produits agricoles

Dans la filière blé panifiable, les variétés peu sensibles aux maladies qui ont été sélectionnées dans les 20 dernières années sont rarement intégrées dans les recommandations variétales des meuniers et, par contrecoup, dans celles des coopératives de collecte qui suivent ces préconisations, alors même qu'elles permettent des marges équivalentes aux autres variétés (Lamine *et al.*, 2010). Ces auteurs identifient plusieurs causes, relevant du niveau d'information et des stratégies des acteurs de la filière aval. D'une part, les meuniers attribuent à tort à ces variétés résistantes des taux de protéine insuffisants pour la panification et diffusent ces informations, ce qui pénaliserait la performance économique de la chaîne de transformation de ces variétés (effet des rendements informationnels). D'autre part, ils préfèrent sécuriser leur approvisionnement avec un petit nombre de variétés à haut rendement (à même de réaliser des économies d'échelle en production) et par conséquent à faible rusticité, variétés qu'ils connaissent bien, plutôt qu'accroître la qualité sanitaire de leur matière première en s'approvisionnant auprès d'agriculteurs réduisant l'usage des produits phytosanitaires. Les coopératives agricoles, quant à elles, cherchent à réduire le nombre de variétés de blé cultivées sur une même zone, pour gérer les allottements qui se font par type de variétés, et ainsi réduire le nombre de silos de stockage (économies d'échelle en production). Vanloqueren et Barret (2008), étudiant les freins à l'adoption de variétés de blé multi-résistantes aux principales maladies cryptogamiques et à la verse en Belgique, avaient obtenu des résultats de même nature que ceux de Lamine *et al.* (2010) et insistent sur le fait que ces freins sont accentués par des conflits d'intérêts entre les acteurs de la filière (cf. Tableau 2-1).

De la même manière, Della Rossa *et al.* (2020) montrent qu'en condition insulaire (Martinique), la forte structuration des filières export (banane, canne à sucre) autorise des innovations agronomiques propres à chaque filière, mais freine le développement de coordinations à l'échelle d'un bassin versant, échelle pertinente pour la résolution de problèmes de pollutions aux herbicides dans les cours d'eau. Les conflits d'intérêts et les raisonnements individuels tenus par les agriculteurs à l'échelle de leur exploitation peuvent nuire à l'établissement d'une dynamique d'action collective susceptible de limiter le recours aux pesticides.

Tableau 2-1. Les freins à l'adoption de variétés de blé multi-résistantes identifiés par Van Loqueren et Barret (2008). Adapté par les auteurs.

<p>Les agriculteurs</p> <p>1) Critères de choix direct des variétés par les agriculteurs : la résistance aux maladies ne vient qu'après le rendement brut, la résistance à la verse et la qualité commerciale.</p> <p>2) Résistance incomplète des variétés résistantes et imprévisibilité du développement épidémique.</p> <p>3) Nombre limité de variétés résistantes à toutes les maladies fréquentes</p>
<p>Marché</p> <p>4) Objectifs contradictoires des services phytosanitaires et semenciers des sociétés d'approvisionnement (ce qui défavorise les variétés résistantes)</p> <p>5) Influence des fournisseurs d'intrants sur les pratiques des agriculteurs</p> <p>6) Historique de la sélection et objectifs de sélection des entreprises semencières</p>
<p>Services de conseil et de recherche et développement</p> <p>7) Prépondérance du rendement brut et absence d'estimations d'optimum économique</p> <p>8) Focalisation culturelle sur un système au détriment des systèmes alternatifs</p> <p>9) Données, informations et perception sur les variétés résistantes</p>
<p>Réglementation</p> <p>10) Normes d'inscription des variétés</p> <p>11) Enjeux plus importants : sécurité alimentaire, traçabilité, etc.</p>
<p>Politiques agricoles passées</p> <p>12) Les paiements basés sur la production ont influencé le choix des variétés vers les variétés à haut rendement</p>

2.5.1.3. La diversification végétale pour protéger les cultures : un processus d'innovation

En parallèle des évolutions du système dominant décrites section 2.4, des alternatives se sont maintenues ou développées en marge du régime dominant⁷⁰. Elles apparaissent aujourd'hui comme des sources de connaissances pour utiliser le rôle régulateur de la diversité de la composante végétale des écosystèmes agricoles vis-à-vis des bioagresseurs afin de protéger les cultures. Ces systèmes techniques alternatifs se maintiennent, souvent sur de petites surfaces ou dans des territoires délaissés par le régime dominant car présentant des potentialités agronomiques faibles.

Avec l'analyse de ces systèmes alternatifs souvent invisibilisés, nous faisons l'hypothèse qu'ils peuvent jouer le rôle des niches d'innovation telles qu'exposées dans la grille d'analyse proposée par Geels. Pour rappel cette grille (présenté dans l'introduction générale de ce rapport) donne des clés pour comprendre les déterminants de l'usage de la diversité végétale en tant qu'outil pour protéger les cultures. En effet, la théorie des niches d'innovation développée dans les travaux de Frank Geels permet d'expliquer comment l'innovation peut percoler dans le régime dominant, c'est-à-dire être intégrée au sein du régime et contribuer à sa transformation. La Multi-Level Perspective – MLP (Geels, 2002 ; Geels et Shot, 2007 ; Geels, 2011) décrit trois composantes élémentaires : le régime qui constitue le système sociotechnique dominant (dans le cas du secteur agricole, les filières conventionnelles), le paysage qui chapeaute le régime (i.e. les réglementations, les politiques publiques...), et les niches d'innovation (petites filières ou acteurs innovants ou alternatifs). Ces niches peuvent, sous certaines conditions, parvenir à évoluer pour remplacer le régime (système sociotechnique dominant) en vigueur ou pour fusionner avec lui et le transformer (cf. Encadré 2-7).

⁷⁰ Bonneuil et Thomas (2009) et Geels (2004) montrent que, en marge du courant dominant, des acteurs minoritaires et alternatifs dans leurs professions ou institutions cherchent l'innovation autrement. Ils prennent pour exemple quelques chercheurs de l'INRA qui soutiennent, « quasiment dans la clandestinité », le développement de variétés de blé rustiques, au rendement moindre mais plus résistantes aux maladies, donc nécessitant moins de pesticides. Les auteurs prennent aussi pour exemple des agriculteurs qui cherchent à défendre, *via* des dispositifs d'appellation d'origine protégée, l'existence de variétés naines de haricots tarbais. Ou encore l'exemple d'agriculteurs qui reprennent des activités de sélection et se structurent en réseau de semences paysannes au risque de condamnation pour contrefaçon. Les auteurs finissent par s'interroger sur ces innovations buissonnières : est-ce un chant du cygne ou un nouveau régime d'innovation en émergence ?

Encadré 2-7. Typologie des sentiers de transition (d'après Geels, 2011)

Geels (2011) identifie quatre types de sentiers de transition qui peuvent être illustrés comme suit :

Trajectoires de transition	Paysage	Régimes	Niches
transformation	Changement perturbateur (monodimensionnel)	Modifie le sens des activités d'innovation	Pas prêts Faible degré de maturité des innovations
désalignement et réalignement	Changement en cascade (multidimensionnel)	Désalignement et crise Réalignement → nouveau régime	Pas prêts Émergence de multiples innovations concurrentes, jusqu'à ce que l'une devienne dominante
substitution technologique	Changement spécifique Changement perturbateur Changement en cascade	Les innovations de niche remplacent le régime existant	Prêts Degré de maturité suffisant des innovations
reconfiguration		Adoption des innovations de niche qui déclenche des ajustements dans l'architecture du régime	En relation symbiotiques avec le régime

Adapté de Concilio et Tosoni, 2019

Transformation

Les évolutions du paysage exercent une pression sur le régime. Les niches sont peu développées. Les acteurs en place entreprennent des activités d'innovation différentes de celles qui existaient jusqu'alors et influent sur ce sentier de transition en procédant à des ajustements graduels du régime en réponse aux pressions du paysage. Bien que les niches d'innovation ne soient pas motrices dans cette configuration et ne percutent pas le régime, les expériences dont elles sont porteuses peuvent être traduites et accommodées (de manière simplifiée) au sein du régime (Smith, 2007). Par exemple, le relatif échec du plan Ecophyto peut être expliqué par le fait qu'il n'ait pas induit d'innovations radicales. Les évolutions de pratiques réalisées, en symbiose avec le régime dominant, n'ont pas entraîné de véritable transformation du régime, d'où une consommation de pesticide qui se maintient à un niveau élevé (Guichard *et al.*, 2017).

Désalignement et réalignement

Les évolutions du paysage exercent de manière déterminante des pressions sur le régime et en provoquent la désintégration. S'ensuit alors un désalignement entre le paysage et le régime. Tirant avantage de cette ouverture, de multiples niches émergent. Ces niches sont en concurrence ; elles coexistent sur des périodes plus ou moins longues. L'issue de la sélection compétitive est incertaine. Le processus de réalignement s'établit généralement autour d'une seule innovation, conduisant alors à la création d'un nouveau régime. S'agissant de la clémentine de Corse, une dérogation avait été accordée pour l'expédition en métropole des fruits avec conservation de leurs feuilles, du fait de l'absence de maladies transmises par les feuilles en Corse. La présence de la feuille était en effet associée à un signe de qualité (pas de déverdissement à l'éthylène en chambre ou au verger). Par la suite, l'extension de la dérogation à d'autres pays (Maroc, Espagne) dans les années 1980-1990 pour commercialiser leur produit avec leurs feuilles a augmenté la concurrence entre les producteurs de clémentines, pénalisant la filière Corse. Pour réagir à cette dérégulation marchande, la démarche d'IGP « clémentine Corse » mise en œuvre a alimenté un certain nombre de controverses sur la définition de la qualité de la clémentine et la détermination de choix technologiques : choix variétal, technique de taille, méthode de biocontrôle. Cet ensemble d'injonctions et d'évolution au niveau du paysage et leur déclinaison et interprétation au sein des différents régimes (Corse, Maroc, Espagne) et la création d'une IGP comme niche de terroir ont au final contribué à créer une situation de désalignement entre les niveaux du paysage, du régime et de la niche (Belmin *et al.*, 2018).

Substitution technologique

Les évolutions du paysage exercent une pression sur le régime avec, en parallèle, un développement important et une concurrence entre les niches, au sens où plusieurs niches peuvent se développer en même temps. Les tensions observées au sein du régime créent une fenêtre d'opportunité qui va favoriser la pénétration du régime par les niches, voire son remplacement. Une variante de ce sentier de transition provient de ce que les niches gagnent en consistance et en dynamique propres (du fait des investissements en ressource, de la demande, de l'enthousiasme culturel, des soutiens politiques etc.). Dans ce cas, ces niches remplacent le régime indépendamment des pressions exercées par le paysage sur le régime. Dans le cas des vergers de pommiers en France, on peut citer l'exemple de la confusion sexuelle et des filets Alt'Carpo, qui sont deux niches technologiques qui se sont développées en agriculture conventionnelle et qui, ayant fait leur preuve en matière de la lutte contre le carpocapse, ont intégré le régime dominant.

Reconfiguration

Les évolutions du paysage exercent une pression sur le régime mais les niches sont plus développées que dans le cas précédent. Si les niches sont en symbiose avec le régime, les acteurs en place pourront adopter les innovations dont elles sont le support et utiliser ces technologies additionnelles pour résoudre les problèmes locaux. Cette incorporation technologique peut déclencher par la suite des ajustements du régime qui vont en modifier l'architecture de base. Par exemple, au début des années 2000 en France, on a observé, suite à l'injonction réglementaire qui visait à supprimer le bromure de méthyle, une mobilisation par les producteurs maraichers en culture conventionnelle, des connaissances et des pratiques développées par les producteurs en agriculture biologique.

Ainsi dans cette approche conceptuelle, une transition est caractérisée par la transformation du régime qui est le système sociotechnique dominant (dans notre cas les filières conventionnelles) par l'apparition puis le développement de niches d'innovation.

Dans les précédentes sections nous avons expliqué le fonctionnement du régime dominant, c'est-à-dire les filières agricoles conventionnelles. Nous allons illustrer dans la section suivante des exemples de niches d'innovation, c'est-à-dire des filières et systèmes sociotechniques alternatifs qui représentent des modèles prometteurs pour une agriculture régulant les bioagresseurs *via* la diversification.

2.5.1.4. Des exemples de niches d'innovation en agriculture

Nous décrivons ici deux exemples de niches d'innovation développées sur des territoires Français et Belges, qui montrent concrètement comment le processus d'innovation peut se développer dans un espace protégé de la concurrence, en accord avec la théorie de Geels sur le MLP (voir section 2.5.1.3). D'autres exemples complémentaires illustrant les processus de transition en œuvre seront développés dans le chapitre 6. Certains de ces autres exemples correspondent également à des niches d'innovations alors que d'autres renvoient à d'autres processus de transition qui s'écartent du modèle mis en avant par Geels.

Le développement de débouchés pour les légumineuses permettant leur réintroduction dans des systèmes de grandes cultures en association avec des céréales

L'expérience de la coopérative QUALISOL, une petite coopérative céréalière basée dans le Tarn-et-Garonne, montre la possibilité de développer une innovation de niche pour le développement de cultures associées blé-lentille (Meynard *et al.*, 2017 ; Magrini *et al.*, 2018). La coopérative cherchait à introduire des légumineuses pour se maintenir sur un marché de céréales à haute teneur en protéines tout en diminuant son impact environnemental. Les lentilles présentaient un bon potentiel en culture associée et laissaient espérer une forte valeur ajoutée grâce aux circuits courts. Mais la culture se développait peu dans les exploitations du fait de freins de différentes natures : d'ordre technique (variabilité interannuelle des rendements des légumineuses en cultures pures qui a incité à développer les associations de cultures, manque de connaissance et d'appui technique pour la conduite des cultures) et économiques (manque de rentabilité des cultures légumineuses au regard des cultures céréalières, manque de débouchés malgré les incitations à développer la consommation de protéines végétales dans les diètes alimentaires, manque de performance et d'organisation dans la filière). Pourtant des services importants sont associés à la réintroduction des légumineuses dans les systèmes céréaliers

(propriétés nutritionnelles, enrichissement en azote des sols, réduction potentielle de l'utilisation d'intrants chimiques liée à la diversification des rotations céréalières...). La coopérative a tout d'abord réorganisé son service de conseil, pour fournir un appui technique aux agriculteurs souhaitant développer les associations céréales-lentilles, financé en partie par un fonds MAE. De plus, elle a adapté sa logistique en investissant dans un trieur optique performant pour séparer après récolte les céréales et les lentilles. Enfin, elle a développé une filière de valorisation des lentilles, en créant sa propre marque et son propre packaging pour vendre directement ce produit au consommateur (Magrini *et al.*, 2018). Une autre piste est le développement d'un débouché à haute valeur économique pour des produits alimentaires valorisant le mélange céréales-légumineuses (Petitot *et al.*, 2010 ; Meynard *et al.*, 2017). C'est dans cette niche, à l'échelle d'une coopérative agricole et de ses apporteurs, que se sont développées des innovations couplées combinant des innovations techniques (systèmes de culture et savoir-faire nécessaires), des innovations organisationnelles (trieur et organisation logistique) et des innovations économiques (création d'une marque) permettant le développement de l'association céréale-légumineuse et les apprentissages nécessaires.

La démarche bleu-blanc-cœur dans l'élevage laitier pour améliorer la qualité des produits animaux par l'introduction de graines de lin dans les rations des animaux

Au cours des années 2000, pour améliorer la qualité nutritionnelle du lait et notamment compenser la faiblesse de la teneur en acides gras Omega 3 dans l'alimentation humaine, une nouvelle démarche s'est développée en France à l'initiative d'un fabricant d'aliments pour bétail. L'idée initiale était de modifier l'alimentation des vaches laitières dans le sens d'un accroissement de la teneur en omega 3 de leur alimentation, par complémentation avec des graines de lin, afin d'obtenir un meilleur profil lipidique dans le lait (Duru, 2019). Le procédé de fabrication d'aliments riches en Omega 3 a été breveté. Même si le point d'entrée de cette stratégie n'était pas la recherche d'une diversification végétale, l'introduction de lin dans la ration animale peut indirectement impacter le potentiel de diversification des fermes en créant un débouché pour la culture du lin.

Un label privé et un cahier des charges ont été créés. Le cahier des charges, qui permet de commercialiser le lait et les produits dérivés sous la marque Bleu-Blanc-Cœur, est géré par une association regroupant des fabricants d'aliments, des industriels du lait, la grande distribution et des organismes d'appui technique. Ce label repose sur des obligations de moyens mais aussi de résultats (ratio Omega 3/Omega 6 inférieur à 5 dans le lait). La marque étant visible jusqu'au consommateur sur les produits en magasin, la communication autour de cette marque a permis de compenser le surcoût de la complémentation avec ces nouveaux aliments riches en omega 3 développés par l'entreprise d'alimentation pour bétail, grâce à un prix de vente plus élevé (de l'ordre de 10% maximum). Quand la réglementation européenne a contraint à prouver scientifiquement les allégations nutritionnelles, la démarche a évolué vers un affichage de la qualité environnementale des systèmes d'élevage. En effet, l'addition de lin dans les rations des ruminants limite la production de méthane et donc de gaz à effet de serre (Duru, 2019). Magrini et Duru (2014) analysent comment le régime sociotechnique dominant (i.e., le secteur laitier intensif de plaine) a été progressivement influencé par les standards de qualité développés au sein de la niche Bleu-Blanc-Coeur, par un processus dit d'ancrage de la niche dans le système sociotechnique dominant. En effet, le fait que des acteurs majeurs de la filière (notamment la grande distribution) aient commercialisé les produits Bleu-Blanc-Coeur a encouragé l'élargissement de la démarche et sa publicisation auprès d'un plus grand nombre d'acteurs de la filière, et a même conduit certains éleveurs à accroître l'utilisation du pâturage dans l'alimentation des troupeaux bien qu'ils soient dans un système laitier de plaine intensif.

2.5.2. Le tournant « récent » des politiques publiques : une tendance à la diversification

Les problèmes environnementaux engendrés par une agriculture très productiviste deviennent plus prégnants à partir de la fin des années 80, du fait de l'attention croissante que portent l'opinion et les pouvoirs publics aux enjeux de pollution des eaux, de pertes de biodiversité et de réchauffement climatique. Le développement durable et la préservation des ressources naturelles sont portés sur le devant de la scène internationale, par exemple à travers le très médiatisé Sommet de la Terre de Rio en 1992 puis de Rio+10 en 2002, et plus récemment des accords de Paris sur le climat en 2015. La société civile se mobilise sur le changement climatique et la biodiversité, mais aussi plus localement sur les questions de qualité de l'eau potable et de l'air, sur la toxicité des pesticides, et sur la

protection des paysages ruraux. L'environnement est devenu un sujet politique. La question de l'impact de l'agriculture sur l'environnement et la santé s'invite à la une des médias, dans les débats citoyens, et s'inscrit dans les priorités que les autorités bruxelloises doivent désormais afficher lors des réformes de la PAC. Certains auteurs marquent le tournant environnemental de la PAC à la réforme de 1992 (Ansaloni, 2015), avec la montée en puissance du concept d'agriculture multifonctionnelle, d'autres plus tard lors de la réforme Agenda 2000 qui, en 1999, a instauré le 2^{ème} pilier de la PAC doté d'un fonds, le FEADER, dédié au développement rural et à l'agroenvironnement. Mais, l'affirmation forte que les aides du premier pilier de la PAC doivent être associées à la fourniture de biens publics environnementaux (« *public money for public good* ») n'est vraiment concrétisée qu'avec le verdissement, introduit dans la réforme de 2014. La France accompagne ce mouvement d'écologisation des politiques publiques agricoles avec des mesures qui ouvrent la voie à une diversification végétale.

2.5.2.1. L'évolution de la PAC sur les enjeux environnementaux

L'Europe s'est préoccupée des enjeux environnementaux de l'agriculture bien avant 2014. En fait, un certain nombre de mesures pour inciter les agriculteurs à adopter des pratiques plus respectueuses de l'environnement, ou à les conserver lorsqu'elles étaient jugées favorables à l'entretien des paysages et des ressources naturelles, ont été prises dès la fin des années 80. Nous avons déjà présenté dans la section 2.4.1.1 l'Article 19 introduit dès 1985, puis les mesures agro-environnementales, et enfin l'éco-conditionnalité des aides qui s'impose à partir de la réforme de 2003.

Le verdissement de la réforme de 2014 : un constat d'échec ?

La réforme de la PAC de 2014 fait un pas supplémentaire vers des obligations environnementales en défendant une PAC « plus verte », justifiant les « dépenses publiques pour des biens publics ». L'innovation la plus symbolique de ce tournant environnemental est le « verdissement », qui conditionne l'obtention des paiements surfaciques du premier pilier à la mise en œuvre de trois pratiques donnant accès au paiement vert, auquel sont dédiés 30% du budget des aides directes du premier pilier (Reg 1307/2013, art 37-45). Il s'agit :

- du maintien ou de la réhabilitation de 5 % de la surface arable de l'exploitation agricole en surfaces d'intérêt écologique (SIE) pour les exploitations ayant plus de 15 ha de terres arables. Le règlement 1207/2013 indique qu'il s'agit de protéger et améliorer la biodiversité présente sur les exploitations. La définition initiale des SIE est proche de celle des utilisées pour l'éco-conditionnalité. Elle englobe les infrastructures semi-naturelles susceptibles d'accueillir la biodiversité comme les mares, les haies, les arbres isolés et bosquets, les terrasses ou les murets (pour lesquels des équivalences en surface ont été définies), mais aussi les surfaces susceptibles de contribuer à la réduction de l'usage des intrants chimiques (et donc, indirectement, contribuant à la biodiversité) comme les jachères, les bandes tampons, les cultures dérobées piège à nitrate et les cultures de couverture hivernale. Les Etats membres peuvent ajuster cette liste et pondérer ces surfaces (art 45).
- de la diversification des cultures, avec comme principal objectif l'amélioration de la qualité des sols : toute exploitation ayant une surface arable comprise entre 10 et 30 ha doit avoir au moins deux cultures dans son assolement, dont la principale ne doit pas couvrir plus de 75% de la surface. Les exploitations de plus de 30 ha ont l'obligation d'avoir trois cultures⁷¹, dont la principale n'occupe pas plus de 75% de la sole totale et la culture minoritaire pas moins de 5%.
- et du maintien des prairies permanentes (i.e., toute surface dans laquelle l'herbe ou d'autres plantes fourragères herbacées prédominent depuis cinq années révolues au moins (faisant l'objet d'une sixième déclaration PAC ou plus) avec l'obligation de ne pas augmenter le ratio national entre surfaces arables et surfaces en prairies permanentes de plus de 5% par rapport à une période de référence (la plupart des Etats membres ont choisi 2015), et l'interdiction stricte de retourner les prairies permanentes

⁷¹ Les cultures sont distinguées par leur genre botanique (donc blé dur et blé tendre sont considérés comme une seule culture) sauf pour les cultures d'hiver et de printemps comptabilisées comme deux cultures même si elles sont du même genre (blé d'hiver/blé de printemps) et pour les brassicacées, solanacées et cucurbitacées qui sont distinguées par leur espèce. Les jachères de moins de 5 ans et les terres consacrées à la production d'herbe ou de plantes fourragères herbacées sont aussi considérées comme des cultures. Dans les mélanges, chaque culture compte au nom de la diversification, si elle représente au moins 25% de la surface implantée. En revanche, les cultures dérobées et intermédiaires (qui ne figurent pas dans les déclarations PAC au 15 mai) ne comptent pas dans la diversification.

sensibles (notamment celles situées en zone Natura 2000). Là aussi, chaque Etat-Membre a une certaine marge de manœuvre pour faire respecter le ratio, en choisissant de l'imposer à l'échelle de l'exploitation ou à l'échelle collective (par exemple à l'échelle de la région administrative pour la France).

Ces trois mesures auraient pu potentiellement contribuer à améliorer la diversité végétale aux niveaux « exploitation » et « infrastructures agroécologiques », mais la plupart des résultats d'évaluation de ces mesures montrent un effet additionnel très limité : des simulations conduites avec le modèle de programmation mathématique positive IFM-CAP par le Joint Research Center de la Commission Européenne (Louhichi *et al.*, 2018) montrent qu'à l'échelle européenne, seulement 4,5% de la SAU a changé d'affectation du fait du verdissement. La mesure de diversification des cultures, en particulier, n'a eu que très peu d'effets (1,8% de la surface est réaffecté à d'autres cultures du fait de cette mesure), sauf dans certaines régions européennes où l'agriculture est intensive avec beaucoup de monoculture de maïs, comme la Lombardie, au nord de l'Italie (Bertoni *et al.*, 2018). Les travaux d'évaluation *ex-post* menés en France, avec une méthode dite quasi-expérimentale, permettant de comparer les choix faits par des exploitations similaires, les unes soumises à l'obligation d'installation d'une troisième culture (>30ha) et les autres qui ne le sont pas (car juste <30ha) montrent d'abord que 85% des exploitations respectaient déjà la mesure de verdissement avant sa mise en place, et que l'effet de la mesure reste très faible puisqu'elle ne force qu'une exploitation sur 8 à introduire une nouvelle culture, et sur des surfaces très petites (Sauquet, 2023).

Les raisons de ces résultats globalement décevants sont nombreuses et ont été documentées par des études académiques (Gocht *et al.*, 2017 ; Mahy *et al.*, 2015 ; Thoyer *et al.*, 2014) mais aussi par la Cour des Comptes européenne (Cour des Comptes européenne, 2017) :

1) les objectifs fixés étaient relativement peu ambitieux et déjà respectés par une large proportion des exploitations agricoles. C'est le cas de la France pour les surfaces d'intérêt écologique et la mesure de diversification des cultures, sauf pour les producteurs de maïs, et dans une moindre mesure de blé, comme le montrent les chiffres de la période 2007-2009 (Solagro, 2009, Fuzeau *et al.*, 2012) ;

2) de très nombreuses exceptions ont été instaurées. Les « petites » exploitations (moins de 10 ha) échappent à ces mesures réglementaires, ainsi que les exploitations classées comme « vertes en soi » (notamment celles en agriculture biologique), et toutes les exploitations ne souhaitant pas toucher les aides de la PAC ou n'y étant pas éligibles car trop petites (par exemple parce qu'elles recevraient moins de 200 € d'aide par an)⁷². A l'échelle européenne, cela signifie que 45% des exploitations et 14% de la SAU ne sont pas concernés par les obligations de verdissement (simulations de Louhichi *et al.*, 2018). S'y ajoutent les régimes dérogatoires et les exceptions négociées par les Etat-membres qui affaiblissent encore la portée des textes réglementaires européens. C'est le cas de la certification des exploitations spécialisées de maïs en France (notamment en Aquitaine), qui a permis à ces exploitations de maintenir la monoculture de maïs en activant un principe d'équivalence à la mesure verte de diversification : assurer une couverture hivernale des sols. Par ailleurs, il a été voté un élargissement de la définition des surfaces d'intérêt écologique, permettant d'inclure dans le calcul les jachères, les cultures de légumineuses, et les surfaces plantées de taillis à courte rotation notamment. Cela a permis à de nombreuses exploitations céréalières du Centre et du Nord de la France de respecter le pourcentage de 5% de SIE requis sans réimplanter d'infrastructures naturelles, en augmentant légèrement leurs surfaces en légumineuses (Thoyer *et al.*, 2014). Pour la mesure prairies permanentes, la possibilité d'avoir un objectif régional et non individualisé sur le ratio prairies permanentes/surfaces arables a, là aussi, allégé les obligations pesant sur les exploitations.

Une question sans réponse: l'impact des aides couplées sur la diversification végétale

Après la réforme de 2003 marquée par le découplage quasi systématique des aides⁷³, le couplage d'une partie des aides de la PAC revient sur le devant de la scène en 2014 : jusqu'à 13 % (maximum) de l'enveloppe financière du premier pilier de chaque Etat-membre peuvent être destinés à des aides couplées. Chaque Etat-Membre peut choisir le ciblage de ces aides, mais doit les justifier en montrant qu'elles soutiennent des secteurs en difficulté

⁷² En France pour l'année 2019, il y a environ 13000 exploitations (4% des exploitations) qui touchent moins de 500€ d'aide (EC agricultural factsheet 2021). Les surfaces concernées ne sont pas disponibles mais cela reste non significatif au regard de la SAU totale française

⁷³ Le découplage signifie que les aides ne sont pas versées proportionnellement aux quantités produites ou aux types de production. Les accords internationaux sur le commerce ont imposé un plafonnement des montants d'aides couplées qu'un pays peut accorder à ses agriculteurs, afin d'éviter les effets distorsifs sur le marché mondial. L'Union européenne reste donc dans les montants autorisés.

et particulièrement importants pour des raisons économiques, sociales ou environnementales. Peuvent s'y ajouter 2 % de plus pour les cultures protéiques favorisant l'autonomie fourragère des élevages⁷⁴. Ces aides couplées étant versées en fonction du nombre d'hectares ou de têtes de bétail de la production éligible, elles orientent les choix de production, et donc peuvent avoir un impact sur la diversité de la composante végétale des espaces agricoles. La France a choisi d'utiliser le maximum de couplage et de cibler principalement l'élevage. Elle a aussi activé, comme d'autres Etats-membres, les 2% de budget pour soutenir les cultures protéiques. Par ailleurs, comme le soulignent Ridier et Labarthe (2019), les mesures agro-environnementales et climatiques mises en place en 2014 pour inciter à l'extensification vont aussi renforcer les incitations à l'autonomie alimentaire des élevages *via* la production de protéines végétales. Mais, à notre connaissance, il n'existe pas d'analyse solide et quantifiée sur le rôle que ces aides couplées ont pu avoir sur la diversification des couverts végétaux *via* le développement de ces cultures.

Les aides agro-environnementales du 2eme pilier

Avec la programmation de 2014-2021, le pilier du développement rural de la PAC introduit des mesures agro-environnementales dites « système » (MAEC système grandes cultures, polyculture élevage, systèmes d'exploitation herbagers et pastoraux individuels ou collectifs), solutionnant potentiellement les effets de report indirects associés à des engagements à la parcelle (c'est-à-dire, par exemple, l'intensification des pratiques sur les parcelles non engagées au sein d'une même exploitation agricole), et incitant ainsi à une reconception du système de cultures à l'échelle de l'exploitation agricole (niveau « exploitation »).

Les MAEC système « grandes cultures » et « polyculture monogastriques » ciblent en particulier la réduction des pesticides et la diversité végétale sur les terres arables, avec une augmentation progressive du nombre de cultures (pour atteindre un minimum de 5 cultures différentes en année 5), et l'introduction de cultures légumineuses (au moins 5% à partir de la deuxième année). Le retour d'une même culture sur une même parcelle est également limité⁷⁵, pour favoriser la rotation. Sur les systèmes herbagers et pastoraux, les MAEC système contraignent au maintien de la surface toujours en herbe, et introduisent une obligation de résultat sur l'amélioration de leur biodiversité. Pour toucher l'aide, l'agriculteur est soumis à un contrôle qui vérifie la présence dans la parcelle prairiale de certaines plantes indicatrices de la bonne santé écologique et de la diversité floristique de la prairie. En 2020, cette MAEC était souscrite par 4380 exploitants, et couvrait 483 960 ha de prairies (chiffres ODR). Quant aux MAEC système polyculture élevage herbivore, le seul engagement pouvant favoriser la diversité végétale au niveau « exploitation » est la contrainte établie sur la part maximale de maïs dans la surface fourragère et la part minimale d'herbe dans la SAU (parts fixées à l'échelle régionale). A l'échelle nationale, les MAEC systèmes ont été relativement peu souscrites, notamment celle relative aux grandes cultures, vue comme très contraignante, même si une analyse théorique de leur performance économique semble montrer, pour certaines d'entre elles, qu'elles permettent de générer des marges brutes par hectare plus élevées qu'en conventionnel (Grémillet et Fosse, 2020). En 2020, on comptait 140 exploitations engagées dans la MAEC grandes cultures sur 17200 ha (chiffres de l'ODR).

Au-delà de ces MAEC « systèmes », la PAC de 2014 a maintenu un dispositif de MAEC localisées, contractualisables sur 5 ans, à l'échelle de parcelles choisies par l'agriculteur. En France, chaque région a identifié les enjeux environnementaux de son territoire et défini des zones prioritaires dans lesquelles ces MAEC pouvaient être ouvertes pour répondre à ces enjeux. Au sein de ces zones prioritaires, des projets agro-environnementaux et climatiques (PAEC) ont été élaborés et présentés dans le cadre d'appels à candidatures par des opérateurs ayant les compétences environnementales et agronomiques (Chambre d'agriculture, collectivités, syndicats d'eau, gestionnaires de parcs naturels régionaux, associations). Ces PAEC détaillent pour chaque territoire les MAEC proposées aux agriculteurs et l'animation prévue pour aider les agriculteurs à souscrire à une ou plusieurs mesures.

⁷⁴ Il existe 6 catégories d'aides aux légumineuses fourragères et aux protéines végétales : deux d'entre elles sont ciblées sur les éleveurs pour les accompagner dans l'amélioration de l'autonomie fourragère et alimentaire de leurs troupeaux. Elles représentaient un budget moyen de 450 Million d'euros en 2016, soit environ 6% du budget des aides directes en France. Les autres aides soutiennent la production de semences de légumineuses fourragères et de graminées fourragères, des aides à la déshydratation des légumineuses fourragères, et des aides à la culture de soja, pour des montants moyens de 100 à 200 euros par hectare, mais qui peuvent varier en fonction du cumul des demandes déposées une année donnée et de l'enveloppe qui y est affectée.

⁷⁵ Par exemple pour les céréales à paille, interdiction du retour d'une même culture annuelle deux années successives sur la même parcelle et pour les autres cultures annuelles, interdiction de retour sur une même parcelle plus de deux années successives

Les mesures localisées, contrairement aux mesures systèmes décrites plus haut, sont constituées d'engagements pris non pas sur l'ensemble de l'exploitation mais sur certaines parcelles, ainsi que des éléments linéaires (haies, fossés) ou ponctuels (mares, arbres). Parmi les grandes catégories de MAEC, certaines portent directement sur la nature et la diversité des couverts : les mesures COUVER, qui portent sur la couverture des sols et l'entretien des couverts (par exemple enherbement sous cultures ligneuses, couverture des inter-rangs de vignes, création de bandes enherbées), et les mesures LINEA, sur l'entretien de haies, arbres, bosquets, talus, et ripisylves. Les cahiers des charges des MAEC sont composés de différentes déclinaisons de ces mesures dont les grandes lignes sont définies au niveau national mais dont certains critères ainsi que les paiements peuvent être adaptés en région ou définis à l'échelle du territoire du PAEC pour répondre au mieux aux enjeux locaux.

Étant donné le faible recul temporel de ces mesures, il est difficile d'établir un bilan de leur efficacité, au-delà d'une analyse statistique du nombre d'exploitations ayant souscrit et de l'évolution des surfaces concernées. L'enjeu est aussi de pouvoir mesurer leur effet « causal », c'est-à-dire l'effet additionnel, attribuable strictement à la mesure et non pas à d'autres circonstances. En effet, pour évaluer un tel effet, il faudrait être capable d'observer en même temps le niveau de pratique d'une même exploitation, avec et sans le dispositif, ce qui est impossible. Des méthodes existent pour identifier ce qu'on appelle « la situation contrefactuelle ». La première consiste à mettre en place à l'avance un dispositif d'évaluation, en constituant deux groupes d'exploitations, constitués aléatoirement de façon à être statistiquement similaires, un groupe « traité » (auquel la mesure est appliquée) et un groupe « de contrôle » qui ne bénéficie pas de la mesure. Ces expériences contrôlées randomisées sont très compliquées à mettre en place dans le cadre de la PAC (Behaghel *et al.*, 2019 ; Thoyer et Préget, 2019). Une autre série de méthodes (dites quasi-expérimentales) consiste à estimer le niveau de pratique manquant (le contrefactuel). Pour cela, il faut pouvoir identifier les exploitations non bénéficiaires mais qui ne se différencient des exploitations bénéficiaires que sur leur choix de participer à une MAEC. La technique du « matching en double différence » consiste à associer à chaque exploitation bénéficiaire d'une MAEC une exploitation qui ne l'est pas mais dont les caractéristiques observables sont les mêmes, et à soustraire la différence de tendance entre les deux groupes sur la période considérée. Cela permet de simuler une expérience contrôlée en faisant en sorte que le groupe de contrôle soit le plus semblable possible au groupe des bénéficiaires sur les variables qui affectent la probabilité de bénéficier de la MAEC. Avec cette méthodologie, Védrine et Larmet (2021) ont conduit une première analyse de l'impact causal des MAEC localisées et systèmes de la programmation 2007-2013 en France. Leurs conclusions sont les suivantes.

La MAEC Système Polyculture Elevage permet une hausse significative du nombre de cultures de l'ordre de 15 à 20% dans les exploitations bénéficiaires par rapport à des exploitations non bénéficiaires appariées ainsi qu'une baisse de 3 à 5% de la part de la culture dominante et un accroissement de la diversité culturale de 3 à 4%⁷⁶. En revanche, Védrine et Larmet n'identifient pas d'effet significatif de la MAEC système Polyculture Monograinières. Les MAEC localisées HERBE augmentent la diversité culturale de 5 à 9% en termes nets additionnels et les exploitations ayant contractualisé les MAEC COUVER ont un niveau moyen de diversité culturale de 2 à 3% plus élevé que les exploitations équivalentes n'ayant pas adopté ces mesures. A noter que Arata et Sckockai (2016) mettent en évidence (avec des méthodes similaires) un effet moyen positif des MAE (confondues) sur le nombre de cultures par exploitation bénéficiaire en Grande Bretagne et en Italie mais ne trouvent pas d'effet significatif pour l'Allemagne, l'Espagne et la France.

Conclusion : Plusieurs bilans à l'échelle de certains Etats membres et de la France ont été proposés. Tous convergent pour indiquer que si le verdissement a eu une portée symbolique en inscrivant de manière plus forte le contrat liant agriculteurs et société, et en liant explicitement les aides directes au revenu à des obligations environnementales, le résultat effectif sur l'environnement a été peu visible. Ce résultat décevant est largement expliqué par le détricotage de l'ambition initiale de la PAC de 2014 par les Etats membres et même par le Parlement européen, sous la pression des groupes d'intérêt et la peur de perdre en compétitivité. Les articles de Pe'er *et al.* (2019) et Pe'er et Lakner (2020) par exemple construisent une revue des travaux scientifiques mettant en évidence le manque d'ambition environnementale de la PAC. Ils font un certain nombre de propositions pour une PAC post-2020 qui permette réellement de faire évoluer les modèles de production de façon à mieux préserver l'environnement et la qualité des systèmes alimentaires.

⁷⁶ L'indice de diversité culturale (CDI) d'une exploitation est calculé à partir des parts en hectare de chaque culture différente dans la SAU totale. Les cultures prises en compte dans le calcul de l'indicateur sont celles pour lesquelles la surface (en hectare) représente au moins 5% de la Surface Agricole Utile (SAU hors surface toujours en herbe). Pour plus de précision, voir Védrine et Larmet (2021), page 45.

Les promesses de la réforme de la PAC post 2020

Le contexte de la réforme

La PAC étant organisée en périodes de **programmation de 7 années**, et la dernière programmation étant arrivée à échéance fin 2020, il était prévu d'engager un nouveau processus de réforme pour la programmation 2021-2027. La Commission européenne, usant de son pouvoir d'initiative, a d'ailleurs publié dès juin 2018 une première proposition de paquet législatif pour la PAC post-2020. Mais les élections européennes pour un nouveau Parlement, la nomination d'une nouvelle Commission, ainsi que les difficiles négociations sur le Brexit, le cadre budgétaire pluriannuel et la crise sanitaire ont fortement ralenti le processus. La PAC est donc entrée dans une phase transitoire (EU regulation 2020/2220) durant laquelle le dispositif 2014-2020 se maintient jusqu'au 1^{er} janvier 2023, date à laquelle la nouvelle PAC finalement votée le 23 novembre 2021 par le Parlement et le 6 décembre 2021 par le Conseil de l'Union européenne, entrera en vigueur⁷⁷.

Il faut souligner que cette négociation s'inscrit aussi dans le Pacte Vert pour l'Europe (le Green Deal)⁷⁸ porté par la nouvelle présidente de la Commission, Ursula von der Leyen. Il s'agit de transformer l'économie de l'Europe pour répondre aux **défis du développement durable** et de mettre en place une feuille de route, financée par des investissements à hauteur de 1000 milliards d'euros sur 10 ans, pour lutter contre le changement climatique, promouvoir une économie propre et circulaire, et enrayer les pertes de biodiversité. Une stratégie « de la ferme à la fourchette » (Farm to fork strategy) et une stratégie « Biodiversité » ont été publiées en mars 2020. Notons que ces deux stratégies font une place importante à la question des pesticides : la stratégie Farm to Fork annonce (sans préciser par quels moyens y parvenir) un objectif de réduction de l'usage et des risques des pesticides chimiques, et une diminution de l'usage des pesticides les plus dangereux, de 50% d'ici 2030 à l'échelle européenne. La stratégie biodiversité indique aussi que 10% des terres agricoles devraient être dédiées à des éléments de paysages propices à la biodiversité.

La proposition de la Commission européenne publiée en juin 2018 pour la PAC post-2020 s'organise autour de 9 grands objectifs dont 3 objectifs sont ciblés sur l'environnement : la lutte contre le changement climatique, la protection de l'environnement, et la préservation des paysages et de la biodiversité. La grande nouveauté de cette future PAC est de passer d'un système centralisé, organisé, contrôlé depuis Bruxelles, et fondé sur des obligations de moyens pour les Etats-membres, à un système redonnant plus de responsabilité et de liberté d'action aux Etats-membres, tenus de se donner des objectifs et de démontrer qu'ils atteignent des résultats. Concrètement, la Commission européenne propose un cadre européen commun (objectifs, indicateurs à atteindre). Les Etats-membres ont alors la responsabilité d'identifier leurs besoins, de quantifier leurs objectifs (phase de diagnostic sous forme de matrice Forces-Faiblesses-Opportunités-Menaces) et de mettre en œuvre des interventions ciblées pour les atteindre. Pour cela, ils élaborent un plan stratégique national (PSN) détaillant la façon dont ils prévoient d'opérationnaliser les grandes catégories d'instruments prévus par le cadre commun, pour le premier et le deuxième pilier. Ce PSN doit être approuvé par la Commission, notamment pour s'assurer qu'il s'aligne sur les objectifs communs de la PAC et du Pacte Vert. Un suivi annuel et pluriannuel sera assuré par la Commission européenne pour évaluer la performance de la mise en œuvre par les Etats-membres *via* une évaluation des résultats au regard des objectifs annoncés, et non plus des moyens. C'est ce que la Commission européenne appelle le *New Delivery Model*. Il est attendu de ce transfert d'une grande partie des choix d'application de la PAC aux Etats-membres une application mieux adaptée au contexte local et aux besoins.

Les grandes lignes de la réforme concernant l'environnement

Le paiement vert mis en place sur la période 2014-2020 est abandonné dans la future programmation. Il est remplacé par une conditionnalité plus ambitieuse qui intègre les exigences des mesures vertes, et par l'obligation pour les Etats membres de dédier 25% des aides directes du premier pilier à des "ecoscheme" ou éco-régimes (avec la possibilité de n'y consacrer que 20% en 2023 et 2024 mais en compensant sur les années suivantes). Ces programmes, positionnés dans le 1er pilier, doivent être élaborés par les Etats membres dans le cadre de leur PSN. Il s'agit de mesures environnementales annuelles proposées aux agriculteurs volontaires,

⁷⁷ 3 nouveaux règlements ont été approuvés : le règlement sur les plans stratégiques (Regulation (EU) 2021/2115), le règlement horizontal (Regulation (EU) 2021/2116), le règlement sur l'organisation commune de marché (Regulation (EU) 2021/2117).

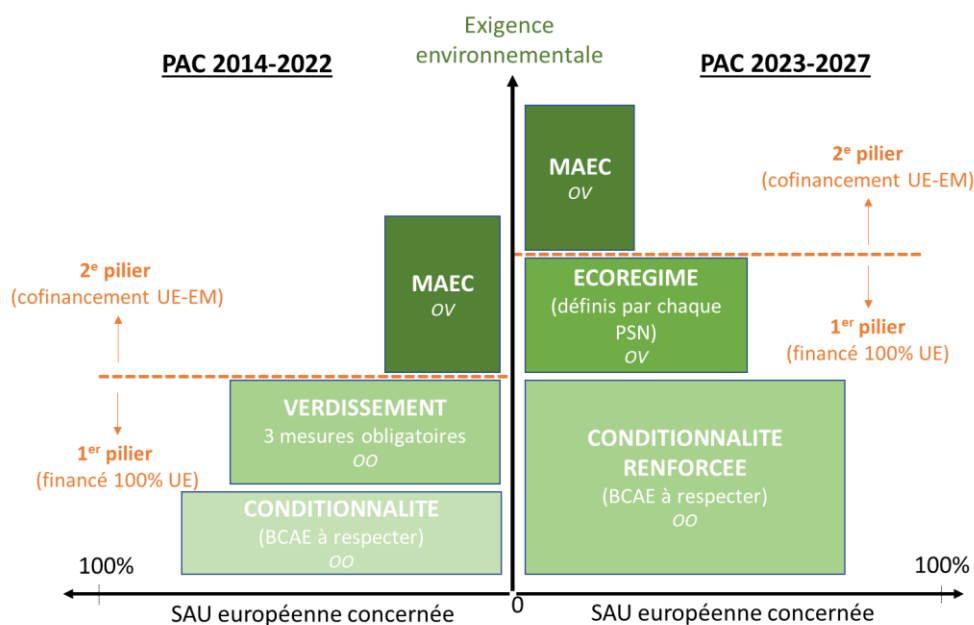
⁷⁸ https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/fr/ip_19_6691

qui doivent aller au-delà des exigences de la conditionnalité, et répondre aux besoins environnementaux identifiés dans la phase de diagnostic.

L'ensemble des aides ciblées sur les enjeux climatiques et environnementaux doit aussi atteindre 40% des budgets versés, et les États membres peuvent choisir de faire glisser une partie de leur budget du premier pilier vers le second, et vice-versa. Cette sanctuarisation des budgets dédiés à l'environnement et au climat, et la flexibilité accrue de dépenses entre les deux piliers, doivent, en théorie, permettre d'éviter une course au moins-disant et de prendre en considération les capacités différentes de cofinancement des États membres. La figure 2-7 illustre les principales différences entre la PAC de 2014 et celle de 2023 concernant les mesures en faveur de l'environnement.

Figure 2-7. Représentation schématique de l'évolution visée de la PAC.

OO = obligatoire pour les Etats-membres et obligatoire pour les agriculteurs recevant des aides
 OV= obligatoire pour les Etats-membres et engagement volontaire pour les agriculteurs



Le plan stratégique national français

La France a soumis son Plan Stratégique National à la Commission européenne fin décembre 2021⁷⁹. Dans les 800 pages de ce document, qui a ensuite un peu évolué en fonction du retour qu'en a fait la Commission européenne, on retrouve, entre autres, la description des mesures de conditionnalité renforcée, le dispositif des aides couplées dont l'enveloppe a été maintenue par la France à 15% des budgets du premier pilier (et inclut des aides couplées protéines), et une proposition bien avancée des éco-régimes français autour de trois grandes voies d'accès. Notons aussi que la future PAC inclut dans le second pilier un système d'assurance récolte nouveau, qui, lui aussi peut avoir un impact sur les choix de diversification des exploitants agricoles, et quelques MAE nouvelles. Le PSN français détaille ses besoins spécifiques et une série d'indicateurs de résultats à attendre. Très peu ciblent directement et explicitement l'utilisation de la diversité végétale pour protéger les cultures. En revanche, certains résultats ciblés devraient y contribuer, notamment le R.34 (préservations des particularités topographiques), le R.31 (préservation des habitats et des espèces), et le R.14 (stockage du carbone dans les sols et la biomasse).

Dans cette section, nous dressons un panorama rapide des évolutions de la conditionnalité et de l'écorégime français, tels qu'ils sont prévus dans la version finale PSN français. Les mesures les plus susceptibles d'avoir un

⁷⁹ Disponible ici : <https://agriculture.gouv.fr/pac-2023-2027-proposition-de-psn-de-la-france-transmise-la-commission-europeenne>

effet incitatif, direct ou indirect, sur la diversification aux différents niveaux pertinents (décrits dans le chapitre 3) seront détaillées quant à elles dans le chapitre 6.

- **La conditionnalité renforcée** : La conditionnalité renforcée introduit des nouvelles BCAE ou renforce celles qui existaient déjà pour inclure les obligations du paiement vert de la PAC 2014-2020, et pour contribuer à l'atteinte des objectifs du PSN. Sans rentrer dans les détails, nous pouvons noter la BCAE 1, qui réduit le risque de conversion des prairies permanentes et la BCAE 9 qui protège les prairies sensibles. La BCAE 6 impose la couverture minimale des sols en période sensible. La BCAE 8 impose un seuil minimal de 3% d'infrastructures agroécologiques sur l'exploitation et la BCAE 7 renforce la diversité des cultures à l'échelle de l'exploitation. Ces deux BCAE font partie des rares mesures qui sont explicitement mentionnées par le PSN comme devant contribuer à « favoriser la biodiversité cultivée et l'allongement des rotations en systèmes de grandes cultures, et [pour] réduire l'utilisation d'intrants, notamment les fertilisants azotés et les produits phytopharmaceutiques » (page 163 du PSN du 7/01/2022).

- **L'écorégime** : Le Ministère français décrit l'écorégime qu'il propose dans le PSN comme un dispositif « inclusif et non discriminant », « accessible à tous » et « simple »⁸⁰. L'objectif est que tous les systèmes de production et tous les exploitants puissent avoir la possibilité d'entrer dans une des voies proposées par l'écorégime français et ainsi maintenir leur enveloppe d'aide. Pour rendre cela possible, le Ministère a introduit plusieurs niveaux d'exigences dans les cahiers des charges : un niveau de base (qui devrait être rémunéré à 60€/ha éligible), et un niveau supérieur (qui devrait être rémunéré à 80€/ha éligible), ainsi que trois voies d'accès possibles (la voie des pratiques, celle de la certification environnementale, et celle des infrastructures agroécologiques) et un bonus haie⁸¹. Notons que c'est l'ensemble de l'exploitation qui s'inscrit dans l'écorégime et que les paiements concernent donc tous les hectares de l'exploitation.

- *La voie des pratiques agro-écologiques* : Plusieurs pratiques, qui devront être respectées sur la totalité des surfaces de l'exploitation, seront éligibles : le non labour sur une part significative des prairies permanentes (80% pour le niveau bas, et 90% pour le niveau haut) ; la couverture végétale des inter-rangs dans les cultures permanentes (75% des inter-rangs en niveau bas et 95% en niveau haut), et le maintien d'une diversité des assolements sur les terres arables (mesurée par un système à points attribués en fonction du nombre de grandes catégories de cultures plantées).
- *La voie de la certification environnementale* : Les agriculteurs certifiés en Haute Valeur Environnementale (HVE)⁸² niveau 3 seront automatiquement éligibles à cette voie de l'écorégime, niveau supérieur. Le niveau de base sera lié à une certification HVE2+ dont le cahier des charges est à préciser d'ici fin 2022, plus exigeant que HVE2 mais moins que HVE3. La version finale du PSN inclut l'agriculture biologique dans la voie de la certification environnementale avec un montant d'aide plus élevé que le niveau supérieur, fixé à 110 euros/ha.
- *La voie des « éléments de paysage et surfaces favorables à la biodiversité »* : Les exploitants dédient 7% de leur surface agricole à des infrastructures agro-écologiques peuvent prétendre au niveau de base. Ils doivent monter à 10% de leur SAU pour atteindre le niveau supérieur.

Avec cette proposition, l'objectif, selon le Ministère, est « d'atteindre un effet quantitatif significatif en mobilisant un maximum d'agriculteurs » de façon à créer un effet de masse et une dynamique positive d'entraînement.

- **Les innovations du 2eme pilier** : Dans le second pilier, on note l'introduction de mesures agro-environnementales et climatiques (MAEC) dites forfaitaires, c'est à dire payées par exploitation et non par hectare souscrit. On peut retenir notamment la proposition d'une nouvelle MAEC « transition des pratiques » : son objectif est de compenser le risque de perte de revenus associé à une transition agro-écologique (vers d'autres systèmes que l'AB). A partir d'un diagnostic agro-écologique de l'exploitation, il faut atteindre progressivement un objectif fixé et personnalisé d'ici 5 ans. Il s'agit donc d'une MAEC à obligation de résultats.

⁸⁰ Communication du Ministère de l'Agriculture sur les arbitrages du PSN - <https://agriculture.gouv.fr/reforme-de-la-pac-julien-denormandie-presente-les-arbitrages-du-plan-strategique-national> (21/05/2021)

⁸¹ Pour les deux premières voies d'accès, l'exploitant peut aussi prétendre, de manière additionnelle, à un *bonus haies* de 7€/ha lorsqu'il démontre, par une certification dont les principes doivent être précisés, qu'il gère durablement ses haies qui doivent couvrir au moins 6% de sa SAU.

⁸² <https://agriculture.gouv.fr/la-haute-valeur-environnementale-une-mention-valorisante-pour-les-agriculteurs-et-leurs-pratiques>

La rémunération sur base forfaitaire sera déterminée à partir des caractéristiques moyennes des exploitations agricoles française (SAU moyenne notamment). Parmi les objectifs éligibles (à prioriser par les Régions), on retrouve la réduction des pesticides d'au moins 30%, ainsi que l'amélioration du bilan carbone d'au moins 15%, ou l'amélioration de l'autonomie protéique de l'élevage, trois objectifs susceptibles de contribuer à la diversification végétale.

Les aides à la gestion du risque sont conservées dans le second pilier (assurance récolte, fonds de mutualisation). Le PSN prévoit donc une prise en charge partielle de la cotisation d'assurance multirisque climatique souscrite par un agriculteur pour se couvrir contre les conséquences des événements climatiques sur la production. Un projet de loi est présenté au Parlement français en février 2022.

En conclusion

Le PSN français n'a pas été très bien reçu et tout particulièrement par les acteurs défendant les enjeux environnementaux. Le projet d'écorégime a largement concentré les critiques faites au PSN. L'Autorité Environnementale a rendu un avis le 22 octobre 2021 indiquant que le niveau d'ambition environnementale n'est pas suffisant et ne permet pas de placer la France sur la trajectoire qui lui permettrait d'atteindre les objectifs qu'elle s'est fixés en terme de stratégie bas carbone, du plan biodiversité ou de la directive cadre sur l'eau⁸³. Cet avis rejoint celui de la Cour des comptes dans son rapport « Accompagner la transition agro-écologique » publié en octobre 2021 (Cour des comptes, 2021). Le projet français a aussi reçu un avis critique de la Commission européenne, l'engageant à clarifier certaines de ses ambitions et à reprendre certains éléments de l'écorégime, notamment en distinguant la certification HVE de la certification AB. La version révisée du PSN, répondant au moins partiellement à ces critiques, a été validée par la Commission européenne le 31 août 2022.

2.5.2.2. L'évolution du contexte réglementaire français

La volonté de rompre avec une production végétale devenue trop uniforme est motivée au plan national par deux considérations. La première, qui imprègne l'esprit des lois françaises de la fin du XXème siècle, est surtout défensive : il faut préserver un environnement et une biodiversité menacés par des activités agricoles devenues trop intensives. La seconde, plus récente, a une tonalité plus positive en ce qu'elle cherche à diversifier les modes de production eux-mêmes, qu'il s'agisse des types de semences utilisées, de la part de protéagineux à introduire dans les rotations, ou des produits destinés à satisfaire les besoins alimentaires locaux.

Ménager la biodiversité végétale sauvage

Au tournant des années 90, le législateur reconnaît que l'agriculture doit participer à l'aménagement et au développement du territoire, à l'équilibre économique et social des zones rurales et à la protection de l'environnement (loi du 2 février 1995 et loi du 9 juillet 1999). Mais à l'époque, les mesures concrètes se font encore rares : on parle de la reconnaissance de l'agriculture biologique, de la création d'un droit de la qualité des produits, de l'instauration des contrats territoriaux d'exploitation (qui préfigureront les futures mesures agro-environnementales). C'est aussi l'immunité accordée au fermier qui applique sur les terres prises à bail des méthodes ayant pour objet de protéger l'environnement (C. rur., art. L. 411-27). Un point remarquable est que les opérations du preneur à bail consistant à réunir et grouper plusieurs parcelles attenantes, et ainsi faire disparaître les talus, haies, rigoles et arbres qui les morcellent, sont dorénavant subordonnées à l'accord du bailleur (C. rur., art. L. 411-28 mod. par loi du 2 févr. 1995).

Les règles relatives à l'environnement, l'espace rural et la protection de la nature vont prendre de l'ampleur dans les textes des années 2000. Les zonages écologiques destinés à lutter contre l'artificialisation des terres, mais aussi contre leur dénaturation, se multiplient (Gilardeau, 2005). La conservation des habitats naturels de la faune et de la flore sauvage est affirmée (loi du 23 févr. 2005). Bien que d'inspiration libérale, la loi d'orientation agricole du 5 janvier 2006 inaugure la possibilité d'inscrire des clauses environnementales dans les baux à ferme. C'est cependant à des conditions précises tenant à la qualité des bailleurs (personnes publiques, associations) ou à des zones qui sont éligibles (ex. réserves naturelles, trames vertes et bleues...). Il n'empêche que cette évolution

⁸³ http://www.cgedd.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/211022_psn_pac_delibere_cle08263b.pdf

constitue une limite symbolique forte à la liberté d'exploiter au nom de la préservation des qualités écologiques des fonds de terre (Bodiguel, 2011 ; Doussan, 2006).

Sur le terrain strictement écologique, les deux lois Grenelle (1999 et 2000)⁸⁴ œuvrent de manière importante à la préservation de la biodiversité sauvage. Elles instituent notamment sur le territoire national les trames vertes et bleues visant « la conservation, la restauration et la création de continuités écologiques ». L'objectif est d'assurer (ou de rétablir) les flux d'espèces de faune et de flore entre des zones considérées comme ayant une haute valeur écologique. La loi pour la reconquête de la biodiversité du 8 août 2016 poursuit sur la même voie « verte ». Elle rénove profondément le dispositif de la compensation écologique pour tous les projets de construction portant atteinte à la biodiversité : il s'agit d'observer, dans les études d'impact des ouvrages, la séquence éviter, réduire et compenser (ERC) les dommages infligés aux éléments naturels (Grimonprez, 2016). De fait, la plupart des mesures compensatoires visant à la restauration de la biodiversité sont mises en œuvre dans des zones agricoles. La loi forge aussi un nouvel instrument, les obligations réelles environnementales, par lequel un propriétaire peut volontairement décider, sur le long terme, de protéger les qualités écologiques de son bien. Ces initiatives des propriétaires (gestion de l'eau, préservation des haies et arbres, interdiction de certains intrants...) se répercutent alors sur les fermiers qui exploitent leurs terres. La loi « biodiversité » crée en outre un nouveau zonage baptisé « zones prioritaires pour la biodiversité » dans le but de faciliter le rétablissement d'habitats vitaux pour des espèces menacées (comme le grand hamster d'Alsace). Ces zones sont délimitées par le préfet au regard des menaces qui pèsent sur elles ; y sont arrêtés par l'autorité administrative des programmes d'actions que les propriétaires et exploitants agricoles concernés sont tenus de mettre en œuvre. Enfin, c'est cette loi qui change la philosophie et l'objet de l'ancien remembrement, depuis devenu « aménagement foncier agricole, forestier », et désormais affublé du qualificatif « environnemental ». Ainsi, celui-ci « doit également avoir pour objet l'aménagement rural du périmètre dans lequel il est mis en œuvre et peut permettre, dans ce périmètre, une utilisation des parcelles à vocation naturelle, agricole ou forestière en vue de la préservation de l'environnement » (C. rur., art. L. 123-1).

A travers l'ensemble de ces évolutions législatives, se dessine une nouvelle ambition politique autour de la préservation de la biodiversité sauvage, y compris lorsqu'elle fait partie des espaces productifs. Mais en dépit de leur accumulation, les dispositifs de protection de la nature restent géographiquement limités à certaines zones (souvent déjà préservées) et de faible intensité, ce qui les rend incapables de modifier en profondeur les systèmes d'exploitation.

Enrichir la biodiversité végétale cultivée

A la volonté de préserver la biodiversité végétale, s'ajoute une autre démarche consistant à promouvoir la diversité au cœur même de la production agricole. L'un des enjeux (parmi la qualité de l'eau, ou encore la lutte contre l'érosion) est de réduire l'utilisation des produits phytosanitaires. Parmi les stratégies mises en place par la France figure le plan « Ecophyto 2018⁸⁵ » de réduction des usages de pesticides (2008). Il s'agit de la déclinaison française des plans d'actions nationaux prévus par la directive européenne n° 2009/128. Le plan avait, dans sa version initiale, pour objectif de réduire le recours aux produits phytosanitaires de 50 % en 10 ans (soit entre 2008 et 2018) « si possible ». Il était construit autour de 9 axes et comportait plus de 110 actions structurantes : réseaux DEPHY (FERME et EXPE), Certiphyto, projets de recherche... Le constat d'échec de cette version initiale du plan (Guichard *et al.*, 2017) a conduit les pouvoirs publics à le réviser à deux reprises : Ecophyto 2 (2015) et Ecophyto 2+ (2018) qui visent à consolider les dispositifs existants, mais aussi à accompagner plus fortement les agriculteurs vers l'agroécologie, à travers le développement du biocontrôle, l'investissement dans les agroéquipements...

Au niveau juridique, la loi n° 2010-788 dite Grenelle 2 affirme que la « politique génétique des semences et des plants (...) contribue à la durabilité des modes de production, à la productivité agricole, à la protection de l'environnement, à l'adaptation au changement climatique et au développement de la biodiversité cultivée » (C. rur., art. L. 669-1). Mais c'est la loi n° 2014-1170 du 13 octobre 2014⁸⁶ dite « d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt » qui marque un virage politique. Ce texte vante pour la première fois un autre modèle

⁸⁴ Ces importantes lois d'orientation des politiques écologiques furent la transcription législative du Grenelle de l'environnement, débat instauré sous la présidence Sarkozy, et ayant rassemblé l'Etat, les collectivités locales, les partenaires sociaux et les ONG s'occupant des questions environnementales.

⁸⁵ <https://agriculture.gouv.fr/ecophyto>

⁸⁶ <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000029573022>

productif, d'inspiration agroécologique, caractérisé par une triple performance économique, sociale et environnementale (Bodiguel, 2015 ; Hermon, 2015 ; Grimonprez, 2015). Dans la lignée du rapport Guillou *et al.* (2013) sur les leviers de développement de l'agroécologie, le législateur souhaite mettre en avant l'innovation scientifique (produire autrement à partir des services écosystémiques) et les démarches collectives conduites à l'échelle territoriale et pluriannuelle (comme des opérations de reboisement ou la gestion par bassin versant des produits phytosanitaires ; Grimonprez, 2015). Si les ambitions sont fortes, les moyens techniques mis en place restent cependant minimalistes : le bail rural s'entrouvre un peu plus aux obligations environnementales ; les groupements d'intérêts économiques et écologiques (GIEE) sont créés pour incarner les initiatives agroécologiques ; et des projets alimentaires territoriaux (PAT) sont programmés pour valoriser l'ancrage territorial de l'alimentation et faciliter la structuration locale des filières. Ces dispositifs restent cependant purement volontaires et sectoriels, attirant seulement une partie des acteurs (personnes publiques, associations, collectifs engagés...). Leurs impacts réels sur les changements de pratiques agricoles restent aussi difficilement mesurables tant ce n'est pas leur objet direct.

Faisant suite aux Etats généraux de l'alimentation, la loi « Egalim » du 30 octobre 2018⁸⁷ prétend approfondir la transformation du modèle tant agricole qu'alimentaire. Le texte affiche plusieurs chevaux de bataille : rémunérer plus justement les producteurs ; renforcer la qualité sanitaire, environnementale et nutritionnelle des produits et favoriser une alimentation saine, sûre et durable pour tous. Est ainsi posé l'objectif d'atteindre, au 31 décembre 2022, 15 % de la surface agricole utile en agriculture biologique. Parmi une collection de mesures très disparates, figurent : l'interdiction des pesticides à base de néonicotinoïdes⁸⁸ ; la séparation des activités de vente et de conseil pour les produits phytopharmaceutiques ; des règles sur les distances d'épandage des pesticides à proximité des habitations ; et enfin, un certain nombre d'incitations à diversifier les modes d'approvisionnement et de consommation des produits alimentaires. La loi crée, par exemple, à la charge de la restauration collective publique l'obligation, au 1^{er} janvier 2022, de proposer des repas comprenant au moins 50 % de produits durables ou sous label de qualité avec un minimum de 20 % en agriculture biologique. Ces dispositions rejoignent la volonté de relocaliser une partie des systèmes alimentaires déjà exprimée à travers la création des PAT en 2014.

La loi « Climat et résilience » du 22 août 2021⁸⁹ s'inscrit dans la suite logique de cette politique. Bien qu'elle ne prévoie pas d'outils nouveaux, la loi réaffirme l'importance pour l'agriculture nationale de la diversification végétale. C'est d'abord l'objectif de porter la SAU française cultivée en légumineuses à 8 % d'ici le 1^{er} janvier 2030, mais également l'impératif de préservation et d'implantation des haies et alignements d'arbres, ainsi que le maintien et le développement des surfaces agricoles en prairies permanentes. Point remarquable : la loi énonce un principe de compatibilité du Plan Stratégique National (PSN) élaboré dans le cadre de la nouvelle PAC avec plusieurs feuilles de route françaises : la stratégie nationale bas-carbone, la stratégie nationale pour la biodiversité, la stratégie nationale de lutte contre la déforestation importée et le plan national de prévention des risques pour la santé. Pour la première fois, les mesures hexagonales de versement des aides de la PAC sont alignées sur le respect de nos propres objectifs environnementaux.

Un certain nombre d'ouvertures juridiques quant aux semences issues de variétés populations ne pouvant être inscrites au Catalogue officiel ont aussi eu lieu durant la même période. Après plusieurs tentatives malheureuses, car censurées par le Conseil Constitutionnel (en 2016 et 2018), la loi du 10 juin 2020 relative à la transparence de l'information sur les produits agricoles a permis que la cession, réalisée aussi bien à titre gratuit (don) qu'à titre onéreux (vente), de semences d'espèces cultivées de variétés appartenant au domaine public à des utilisateurs finaux non professionnels puisse échapper à l'obligation d'inscription au Catalogue (à condition du respect des règles sanitaires relatives à la sélection et à la production). La mesure permet ainsi le commerce des « variétés populations » à destination des jardiniers amateurs, mais toujours pas pour leur usage par des agriculteurs professionnels (Dessainjean, 2020). C'est davantage au sein du cadre juridique de l'agriculture biologique et de son nouveau règlement de 2018 que les évolutions sont les plus notables. D'après ces nouvelles normes, qui sont entrées en vigueur en 2022, l'utilisation de « matériel de reproduction végétale hétérogène

⁸⁷ <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000037547946>

⁸⁸ A noter que la loi n° 2020-1578 du 14 décembre 2020 a ré-autorisé l'usage, jusqu'en 2023, de semences enrobées avec ce type de substance pour la culture betteravière pour faire face aux infestations de pucerons difficilement maîtrisables autrement.

⁸⁹ <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000043956924>

biologique et de variétés biologiques adaptées à la production biologique » est dorénavant facilitée (Règl. n° 2018/848, art. 6 et 13)⁹⁰.

2.5.3. Une demande de plus en plus soucieuse de l'environnement, de la santé et de la justice sociale

L'orientation des choix des consommateurs est souvent évoquée comme un levier pour la transition agroécologique des filières et des territoires (Caquet *et al.*, 2020). C'est un levier à considérer pour ce qui est plus spécifiquement de valoriser les stratégies de protection des cultures s'appuyant sur la diversification végétale. Après avoir explicité le lien entre ces pratiques agricoles et les motivations des consommateurs (section 2.5.3.1), nous présenterons un modèle plus large du comportement des consommateurs (repris de l'ESCO « Comportements alimentaires », Etiévant *et al.*, 2010) ainsi que les enjeux informationnels associés à la valorisation des pratiques de diversification végétale (section 2.5.3.2). Dans les sections suivantes, nous développerons les enjeux liés aux motivations environnementales et de justice sociale, des motivations moins abordées dans l'ESCO « comportements alimentaires », qui s'est concentrée sur les relations alimentation-nutrition.

2.5.3.1. Des pratiques de diversification végétale pour protéger les cultures aux motivations des consommateurs

Bien sûr, le consommateur agit à travers des motivations qui ne sont pas directement la volonté d'acheter (ou de payer plus pour) des aliments dont l'un des attributs serait la diversification végétale en tant que telle. Il s'agit donc d'abord de clarifier les *mécanismes* par lesquels les stratégies de protection des cultures s'appuyant sur la diversité végétale peuvent figurer parmi les déterminants des choix alimentaires des consommateurs. Dans le Tableau 2-2, nous proposons une grille de lecture très schématique dont l'objectif sera de structurer les leviers actionnables auprès du consommateur pour favoriser la diversification végétale.

Tableau 2-2. Lien entre pratiques de diversification végétale et déterminants des choix des consommateurs

Pratiques de diversification des cultures	Nature des aliments et attributs des aliments	Motivations des consommateurs
Favorisant des cultures/variétés valorisables auprès des consommateurs	Nature des produits dans le régime alimentaire	Hédoniques
	Composition nutritionnelle des produits	Sanitaires et nutritionnelles
Améliorant les qualités intrinsèques des cultures, qualités valorisables auprès des consommateurs	Réduction voire suppression des pesticides	
Améliorant les qualités extrinsèques des cultures	Services écosystémiques (régulation et culturels)	Environnementales et de justice sociale
	Origine des produits	

Les pratiques de diversification végétale sont variées. Pour qu'elles puissent concerner le consommateur, ces pratiques doivent rencontrer les déterminants des choix des consommateurs, leurs **motivations**, à travers un impact sur la **nature des aliments et leurs attributs**. Nous considérons trois ensembles de pratiques. (i) Les pratiques qui favorisent des cultures/variétés valorisables auprès des consommateurs. Elles peuvent consister à proposer des types d'aliments qui vont recomposer le régime alimentaire des consommateurs (introduction de nouveaux aliments ou augmentation de la part de certains aliments dans le régime alimentaire). (ii) Les pratiques qui améliorent les qualités intrinsèques⁹¹ des cultures et donc des aliments comme le goût, la

⁹⁰ Les normes minimales de qualité de ce matériel hétérogène biologique ont été fixées par le règlement délégué de la Commission du 7 mai 2021 (C(2021) 3163 final).

⁹¹ On distingue les attributs intrinsèques des produits, qui ne peuvent pas changer à moins de modifier les caractéristiques

texture, la composition en micronutriments ou la teneur en fibres. (iii) Enfin, les pratiques qui améliorent les qualités extrinsèques des cultures et donc des aliments comme un mode de production compatible avec la préservation de l'environnement.

Chacun de ces types de pratiques sera associé à des **motivations diverses des consommateurs**. (i) D'abord, considérons les pratiques qui favorisent des cultures/variétés valorisables auprès des consommateurs. Il peut s'agir ici de l'augmentation de la production d'aliments déjà consommés et dont le marché pourrait croître (céréales, légumineuses) ou de la création de débouchés pour de nouvelles cultures/variétés (lin par exemple). Il s'agit en tous cas d'apporter une valeur ajoutée au consommateur à travers des aliments ayant de meilleures qualités organoleptiques (tous les aspects de l'aliment qui stimulent des récepteurs sensoriels comme ceux du goût et de l'odorat), ou des aliments qui, en se substituant à d'autres, permettront des régimes alimentaires plus sains comme l'augmentation de la part et de la diversité des protéines végétales, ou des aliments avec une meilleure composition nutritionnelle (plus de fibres ou d'Omega 3 par exemple). (ii) Ensuite, s'appuyer sur la diversité végétale pour protéger les cultures vise à réduire l'usage des pesticides voire le supprimer comme dans le cas de l'agriculture biologique. Les consommateurs pourront valoriser ce type d'aliments pour la dimension santé d'autant que des labels privés garantissant l'absence de résidus de pesticides ont vu le jour et appuient sur la dimension santé. Pour ces deux types de pratiques ((i) et (ii)), les motivations seront surtout **hédoniques, nutritionnelles et sanitaires**. (iii) Enfin, les pratiques associées à la diversification végétale affectent les attributs extrinsèques des produits alimentaires, des attributs pour lesquels certains consommateurs sont prêts à payer. Elles permettent le maintien ou la fourniture de services écosystémiques (voir Chapitre 5 et Tibi et Therond, 2017) de régulation (climat, pollinisation, eau) et culturels (tourisme, paysages agricoles et ruraux). Enfin, un attribut sur l'origine des produits sera valorisé par certains consommateurs *via* des labels type AOP/AOC/IGP, l'agriculture locale ou certains circuits courts. La question de la rémunération juste des producteurs peut également figurer parmi les attributs recherchés par les consommateurs. Pour ce troisième type de pratiques (iii), les motivations seront surtout **environnementales et de justice sociale**.

Cette classification des pratiques qui permet de faire le lien avec les motivations des consommateurs est très schématique pour les besoins de l'exposé. En réalité, la consommation de protéines végétales peut procéder de motivations hédoniques et nutritionnelles, mais également environnementales (régime alimentaire plus durable avec réduction de la consommation de viande). De même, la consommation d'aliments issus de l'agriculture biologique peut relever de motivations santé comme de motivations environnementales du fait de l'impact espéré sur les services écosystémiques (Massey *et al.*, 2018). Enfin, les consommateurs peuvent arbitrer entre motivations. Par exemple, certains consommateurs sont moins sensibles à des motivations hédoniques, tels que l'aspect des fruits et légumes et leur calibre dans le cas de de l'agriculture biologique ou de l'agriculture locale (Bougherara *et al.*, 2009).

La section suivante présentera un schéma plus complet de la diversité des déterminants des choix des consommateurs et insistera sur les enjeux en termes de contraintes de budget et de temps et sur le rôle important joué par l'information du consommateur.

2.5.3.2. La diversité des déterminants des choix des consommateurs et le rôle de l'information

Cette section a pour objectif de préciser les déterminants des choix des consommateurs que nous avons présenté de manière très schématique dans le Tableau 2-2 et de préciser les enjeux importants associés aux contraintes de budget et de temps. Pour représenter la diversité des déterminants des consommateurs, nous nous appuyerons sur l'expertise collective « Comportements alimentaires » (Etiévant *et al.*, 2010) qui propose le schéma de la figure 2-8 (Etiévant *et al.*, 2010, Section 2.8).

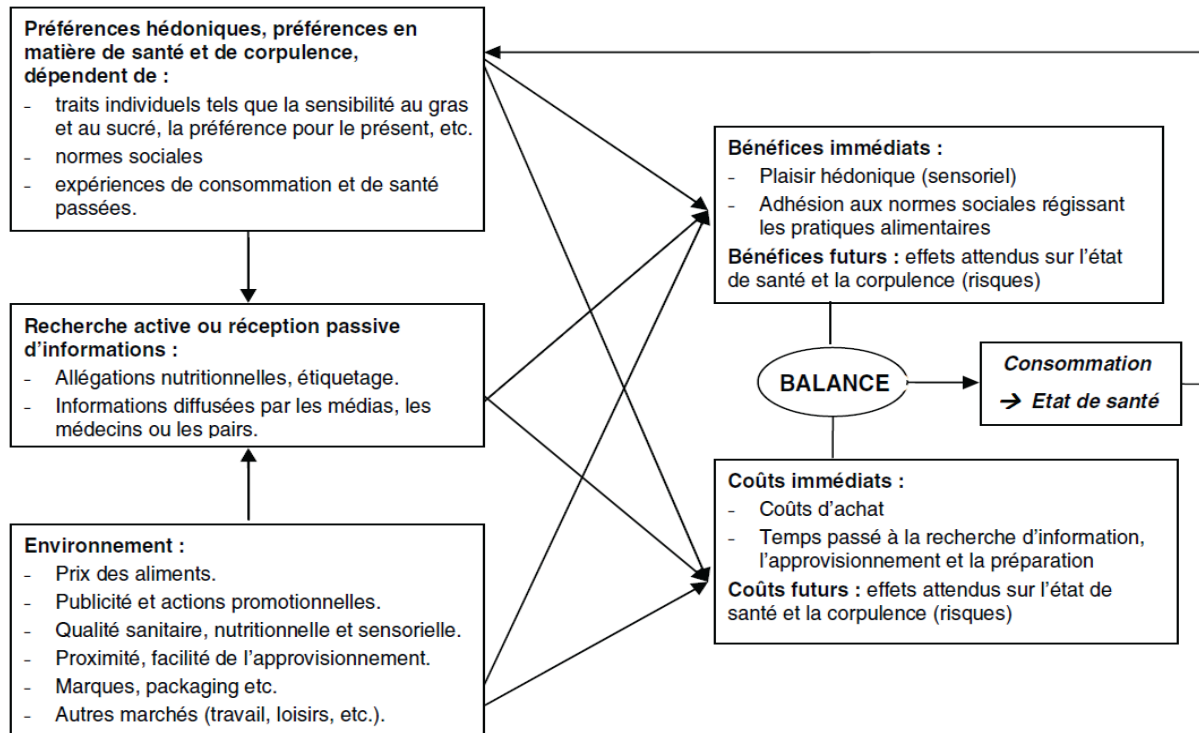
Le consommateur choisit la quantité d'argent et de temps qu'il va allouer à son alimentation afin de satisfaire ses préférences hédoniques, sanitaires et nutritionnelles sous des contraintes de budget et de temps, deux ressources limitées. La balance des bénéfices et des coûts attendus détermine ses choix. On retrouve ici les motivations hédoniques, sanitaires et nutritionnelles évoquées précédemment dans la section 2.5.3.1. Les

physiques ou chimiques du produit (le goût, la texture, etc.) des attributs extrinsèques qui peuvent être modifiés sans que le produit n'ait subi de modifications physiques ou chimiques (l'origine, le prix, les impacts environnementaux du mode de production etc.) (Olson et Jacoby, 1972). Cette typologie est bien sûr schématique puisque par exemple, un mode de production agricole peut modifier à la fois la qualité extrinsèque (qualité de l'eau) et la qualité intrinsèque du produit (qualité organoleptique, texture).

motivations environnementales et de justice sociale ne sont pas représentées dans ce schéma parce que l'expertise collective d'Etiévant *et al.* (2010) s'est concentrée essentiellement sur relation alimentation-nutrition. Les motivations environnementales sont brièvement évoquées en annexe dans Etiévant *et al.* (2010, Annexe 5). Nous allons consacrer plus de temps à l'analyse de ces motivations dans les sections 2.5.3.3 à 2.5.3.5. Pour chacun des déterminants de la figure 2-8, le lecteur pourra se référer à l'expertise « Comportements alimentaires » (Etiévant *et al.*, 2010). Ici, nous examinerons les contraintes de budget et de temps, des enjeux importants dans les choix de consommation.

Figure 2-8. Les déterminants économiques et marketing des comportements de consommation.

Source : Etiévant *et al.*, 2010



Contrainte de budget. Combris (2006) analyse le poids des contraintes économiques dans les choix alimentaires de long-terme. Il identifie quatre phases : (i) une très longue période d'économie de subsistance (faible disponibilité alimentaire et fortes inégalités), (ii) une phase de croissance quantitative (aliments plus abondants et moins chers mais structure de l'alimentation stable), (iii) une phase de transition nutritionnelle (saturation calorique et changement structurel profond du régime alimentaire avec baisse de la part des glucides complexes et augmentation de la part de la viande notamment), (iv) une période récente de stationnarité macro-nutritionnelle depuis le début des années 90. Toutes ces évolutions ont eu comme déterminants importants les changements de préférences des consommateurs et le prix des aliments en général et notamment les prix relatifs des aliments qui orientent les consommateurs vers un groupe d'aliments plutôt qu'un autre. Concernant les trois types de pratiques agricoles du tableau 2-2, la contrainte de budget est un enjeu important dans la plupart des cas. En effet, les qualités hédoniques, sanitaires, nutritionnelles, environnementales et de justice sociale impliquent souvent des prix supérieurs. Dans certains cas, la contrainte de budget est moins serrée comme dans le cas de l'introduction de légumineuses dans le régime alimentaire en substitution de protéines animales ou dans le cas de l'agriculture locale où la saisonnalité des fruits et légumes joue en faveur de prix bas même si le prix reste un facteur important (Chiffolleau, 2008).

Contrainte de temps. Les consommateurs allouent leur temps entre différentes activités, travail, loisirs et activités domestiques. Le temps alloué aux choix, aux achats et à la préparation des aliments sera fonction des préférences du ménage (achats, cuisine et temps de repas considérés ou non comme un plaisir) et du prix du temps, prix hétérogène selon les individus puisqu'il dépend de sa valeur sur le marché du travail et de la composition du ménage (Etiévant *et al.*, 2010, section 2.8.4). La durée de préparation de céréales ou de légumineuses ainsi que la nécessité de fréquenter différents circuits de commercialisation (marché, magasin spécialisé) peuvent constituer des freins

pour le consommateur (Schneider et Huyghe, 2015). Les innovations technologiques industrielles peuvent permettre de réduire ce temps (Etiévant *et al.*, 2010, section 2.8.4).

Parmi les attributs des aliments considérés du Tableau 2-2, certains sont facilement observables par le consommateur comme l'aspect et la couleur (attributs de recherche connus avant l'achat) tandis que d'autres doivent être « expérimentés » comme le goût et la texture (attributs d'expérience connus après l'achat) ; enfin, certains attributs comme la réduction de l'usage de pesticides ou la quantité de micronutriments sont inobservables (attributs de croyance) (Nelson, 1970 ; Darby et Karni, 1973). Ce **problème d'asymétrie d'information** entre vendeur et acheteur a des conséquences car le marché ne va pas fournir de biens de qualité sans régulation. Ces marchés sont appelés dans la littérature « marchés des lemons⁹² » (Akerlof, 1970) : dans l'impossibilité d'acquérir une information crédible, les consommateurs se détournent de l'achat de produits de haute qualité et seuls les produits conventionnels sont échangés. Pour faire des choix éclairés, le consommateur devra donc être informé et orienté. Ces problèmes d'information ont mené à la mise en place de politiques de régulation des marchés utilisant les signaux prix (taxes nutritionnelles), les labels produits signalant les qualités nutritionnelles (par exemple, le Nutriscore), environnementales (le label AB par exemple) et de justice sociale (les labels du commerce équitable), ainsi des politiques de modification de l'environnement informationnel des consommateurs (campagnes d'information). Pour les qualités sanitaires et nutritionnelles, on peut se référer à l'expertise « Comportements alimentaires » (Etiévant *et al.*, 2010, section 3.2.1). Concernant les qualités environnementales et de justice sociale, les sections suivantes permettront de dresser un état des lieux des comportements dans le cadre de la consommation engagée et du rôle joué par les écolabels et l'agriculture locale.

Par ailleurs, en plus de problèmes informationnels, la demande des consommateurs se heurte à la **dimension publique** de la qualité environnementale et de la justice sociale. Si certains attributs, comme le goût ou la réduction du risque santé lié aux résidus de pesticides, sont purement privés (l'acheteur est le seul à bénéficier de leur consommation et il peut exclure les autres agents de leur consommation), d'autres bénéfices potentiels ont une dimension publique ; ainsi, les bénéfices environnementaux associés aux produits issus de modes de production pas ou peu utilisateurs de pesticides dépassent le seul acheteur de ces produits. Cette situation renvoie au problème dit du « passager clandestin », où chacun a intérêt à ne pas contribuer tout en bénéficiant des contributions des autres consommateurs. La littérature sur les biens publics prédit une contribution totale insuffisante au regard du bien-être collectif (voir section 2.3).

C'est à ces deux problèmes que s'est confrontée la consommation engagée, qu'on peut classer en deux catégories, les mobilisations collectives d'une part, et individuelles d'autre part. Dubuisson-Quellier (2019) fournit une analyse du rôle que joue la consommation engagée et de son évolution. Les **mobilisations collectives** de consommateurs sont en effet anciennes et ont consisté à dénoncer des pratiques impactant le pouvoir d'achat ou à lutter pour les droits civiques⁹³. Dans les années 70-80, ces mobilisations se sont institutionnalisées, les associations de consommateurs collaborant avec les pouvoirs publics⁹⁴. Cette institutionnalisation a mené à une **individualisation des mobilisations**, l'idée étant d'informer, de protéger et de défendre les droits de chaque consommateur pour éclairer ses choix individuels. C'est à cette époque et dans les années qui suivent que sont conçus les labels environnementaux (le premier étant l'Ange Bleu en Allemagne en 1977) et que l'agriculture biologique s'institutionnalise (Dubuisson-Quellier, 2019). Les mobilisations collectives renaissent dans les années 90, portées cette fois par les mouvements de protection de l'environnement et de défense de la justice sociale avec les circuits courts et le commerce équitable.

Après avoir défini plus précisément les moyens par lesquels le consommateur peut se mobiliser en faveur de certains modes de production agricoles (boycott vs buycott), nous analysons comment les problèmes d'information et de biens publics mentionnés précédemment ont été ou non pris en main par les acteurs s'appuyant sur les comportements individuels des consommateurs et par ceux qui s'appuient sur les mobilisations collectives. Nous faisons aussi le point sur les estimations de la demande pour des produits agroalimentaires « verts » et issus du commerce équitable.

⁹² En référence aux « lemons », terme anglo-saxon pour désigner les voitures d'occasion ayant des défauts cachés que seul le vendeur connaît.

⁹³ Par exemple, les mobilisations des consommateurs anti-esclavagistes rejetant les produits issus du travail des esclaves et encourageant l'achat de produits issus du travail libre (Dubuisson-Quellier, 2019, p23).

⁹⁴ Par exemple, « l'Etat accorde des subventions aux associations et institutionnalise leur prise de parole dans des instances comme l'institut national de la consommation » (Dubuisson-Quellier, 2019, p29).

2.5.3.3. La traduction des mobilisations des consommateurs dans leurs modalités de consommation : le boycott et le buycott

Les mobilisations des consommateurs (qu'elles soient collectives ou individuelles) relèvent de deux types de comportements, le *boycott* et le *buycott*.

Le terme boycott vient du nom de Charles Cunningham Boycott (1832-1897), intendant des terres d'un riche propriétaire en Irlande, qui après avoir refusé une baisse substantielle de loyers aux fermiers, s'est vu ostracisé. Le boycott consiste à sanctionner une firme/un pays pour l'amener à changer ses positions/ses pratiques du fait des conséquences financières ou en termes d'image. Les firmes sensibles à leur image subissent une pression qui va les amener à réagir. Bien que les boycotts soient initiés par peu de consommateurs, les campagnes informationnelles visent à inciter d'autres consommateurs à les rejoindre. Chez ces autres consommateurs, les motivations au boycott peuvent être moins l'adhésion à la cause que leur sensibilité à l'image que leur renvoi d'eux-mêmes leur consommation (Klein *et al.*, 2002, 2004). Ainsi, le consommateur peut prendre une décision de boycott par conviction personnelle ou être influencé par des campagnes informationnelles de la part d'associations/groupes. L'impact de ces associations est particulièrement important dans un environnement où l'information est diffusée à faible coût, rapidement, et auprès d'un grand nombre d'individus (réseaux sociaux et résonance médiatique)⁹⁵.

Plusieurs disciplines analysent le boycott (par exemple, les sciences de gestion, sous l'angle du marketing, Friedman, 1985). On peut citer quelques travaux en économie également. Sur le plan théorique, Feddersen et Gilligan (2004) analysent comment un activiste peut affecter les décisions des consommateurs et des firmes concernant un attribut de croyance. Toujours théoriquement, Glazer *et al.* (2010) s'intéressent à la manière dont les consommateurs les moins convaincus rejoignent le boycott par souci de leur image. Sur le plan empirique, et en ce qui concerne les produits alimentaires, on trouve trois études sur l'impact de l'appel au boycott des vins français à la suite de la prise de position de la France concernant la guerre en Iraq. Deux études à partir de données d'achat en supermarché aux Etats-Unis, l'une montrant un effet négatif du boycott (Chavis and Leslie, 2009) et la seconde montrant un effet nul suite à une analyse des données avec un meilleur contrôle (Ashenfelter *et al.*, 2007). La troisième étude utilise des données de commerce et trouve un effet négatif (Bentzen et Smith, 2007). La littérature économique rapporte également une étude expérimentale en laboratoire avec des étudiants qui montre que les sujets utilisent le boycott pas seulement pour inciter les vendeurs à baisser leurs prix mais également pour protester, pour exprimer leur mécontentement face à des hausses de prix perçues comme injustes (Tyran et Engelmann, 2005).

Les consommateurs peuvent également souhaiter récompenser les producteurs considérés comme « vertueux » par un choix préférentiel de produits. On appelle ces comportements « buycott » par opposition au boycott (Friedman, 1996). On sort ici de la logique de punition pour favoriser la récompense. Il s'agit d'une classe plus large d'actions qui, pour être distinguée de la publicité, doit se circonscrire aux cas où l'activiste à l'origine du buycott ne bénéficie pas des profits qui en résultent. La littérature (voir Friedman, 1996) distingue les appels au buycott (*calls for buycotts*) et les buycotts que nous appellerons ici buycotts organisés (*actual buycotts*). Les appels au buycott consistent à publier des recommandations à travers les médias. Il peut s'agir de listes comme la publication des espèces menacées de poisson par exemple, listes qui sont ensuite utilisées par les consommateurs. Un autre type de buycott consiste à organiser des campagnes autour d'un objectif précis. Le salon du « made in France » (<https://www.mifexpo.fr/>) et sa médiatisation est un exemple de ce type de buycott. Les campagnes informationnelles telles que le « Printemps bio » (un évènement de promotion des produits biologiques organisé par l'Agence Bio⁹⁶) également car elles consistent en des campagnes organisées et ciblées sur un temps donné et de manière annuelle visant à sensibiliser le grand public à l'intérêt de consommer des produits biologiques. Bougherara *et al.* (2020) trouvent un impact positif de cette campagne sur la demande en produits biologiques pour les années 2007 et 2008. Comme les boycotts, les buycotts peuvent être directs (*non-surrogate buycotts*) ou indirect (*surrogate buycott*). Le buycott direct cible les comportements considérés vertueux, par exemple récompenser un agriculteur pour ses efforts environnementaux dans le cadre de l'agriculture locale. Le buycott indirect résulte d'une action favorisant un agent considéré comme vertueux tout

⁹⁵ Par exemple, Makarem et Jae (2016) analysent plus de 1400 tweets en lien avec des boycotts et montrent que les messages sont à la fois rédigés par des organisations ou individus qui tirent un intérêt du boycott, mais également par des tweets non concernés au premier chef et qui produisent des tweets avec une plus grande intensité émotionnelle.

⁹⁶ <https://www.agencebio.org/printemps-bio-2020/>

en bénéficiant à d'autres ; par exemple, acheter les produits locaux d'une région connue pour ses efforts en faveur de l'environnement (*spillovers réputationnels*).

Après cette classification des modes d'action des consommateurs engagés, voyons comment les mobilisations collectives des consommateurs ont donné lieu à la mise en œuvre de démarches de labellisation des produits « institutionnalisés » (Dubuisson-Quellier, 2019).

2.5.3.4. La création d'écolabels pour répondre à la demande d'information de la part des consommateurs

L'intérêt des consommateurs pour des produits "verts" date des années 70 (Karl et Orwat, 1999) et la prise en compte de cette demande a, tout d'abord, mené au développement de stratégies de communication de la part des firmes des secteurs concernés. Ces stratégies, dont beaucoup étaient mensongères ou trompeuses, ont été appelées « greenwashing » (voir par exemple, Hamilton et Zilberman, 2006, dans le cadre des OGM et des produits biologiques). Deux affaires emblématiques ont été ce qu'on a appelé « la guerre des couches culottes » et « la bataille des lessives » au début des années 90 (Bougherara, 2003). Les controverses ont porté sur la manière de réaliser les analyses de cycle de vie⁹⁷. De manière plus générale, le « greenwashing » peut prendre différentes formes (omissions volontaires d'informations, fourniture d'informations non pertinentes, ...).

Pour remédier à ces problèmes, des réglementations ont été mises en place pour définir les règles du jeu de l'étiquetage environnemental. Au niveau international, les normes de la série ISO 14020 encadrent les écolabels et les classent en trois types.

Le type I est un écolabel multicritère, certifié par tierce partie, basé sur une analyse de cycle de vie, indiquant la supériorité, sur un ensemble de critères environnementaux, d'un produit par rapport aux autres produits de la même catégorie (par exemple, le label NF Environnement). Notons que, bien que destiné à éclairer les décisions individuelles, ces écolabels consultent des associations de consommateurs et de protection de l'environnement au moment de l'élaboration des critères par produit. Pour le consommateur, il s'agit d'une information binaire (présence ou absence de l'écolabel sur le produit) certifiée par un organisme indépendant. La plupart des écolabels de type I ont été mis en place dans les années 90, le plus ancien étant le *Blauer Angel*, le label officiel allemand qui existe depuis 1977 et vise à informer les consommateurs sur la qualité environnementale des produits. La France s'est dotée aussi d'un écolabel en 1991 « NF Environnement » et l'Union Européenne en 1992 avec la « Daisy Flower ». En septembre 2020, la France comptabilisait environ 323 entreprises titulaires de l'Écolabel européen (sur 1 757 entreprises en Europe) sur au moins un de leurs produits, couvrant 7 960 produits (sur 76 000 en Europe)⁹⁸. Des critères de convergences ont été mis en œuvre au niveau européen pour mettre en cohérence les labels nationaux et le label européen⁹⁹. Au niveau international, de nombreux écolabels ont été mis en place¹⁰⁰.

Les normes ISO définissent également le type III (le type II sera présenté ensuite par souci de clarté), un label communicant des données environnementales quantitatives concernant un produit, présentées sous forme de paramètres prédéfinis et certifiés par tierce partie (étiquette énergie par exemple que l'on trouve sur les produits électroménagers et qui associe la performance environnementale à un seul critère, la consommation d'énergie). L'information n'est plus binaire mais factuelle, permettant au consommateur de comparer les produits sur plusieurs critères, et elle est toujours certifiée par tierce partie.

Enfin, le type II correspond à des déclarations sans certification par tierce partie faite par toute entité susceptible d'en tirer parti (fabricant, groupe de fabricants, distributeur) avec des règles à respecter pour éviter le greenwashing. La communication de la marque privée Loué sur la plantation d'arbres et de haies relève des labels de type II.

⁹⁷ Les analyses de cycle de vie consistent à examiner l'impact environnemental d'un produit « du berceau à la tombe » pour éviter les transferts de pollution d'une étape de la conception du produit à une autre étape. Si la méthodologie n'est pas standardisée, elle peut reposer sur des principes qui sont manipulables dans l'intérêt de celui qui communique auprès du consommateur (Bougherara, 2003).

⁹⁸ <https://www.ademe.fr/entreprises-monde-agricole/labels-certifications/lecolabel-europeen>

⁹⁹ https://ec.europa.eu/environment/ecolabel/index_en.htm

¹⁰⁰ <https://globalecolabelling.net/>

Les problèmes d'asymétrie d'information sont résolus de manière crédible par les types I et III grâce à la certification par tierce partie. Aucun des types ne résout le problème lié à la dimension publique, si ce n'est l'intervention des associations, de consommateurs ou environnementales, au moment de l'élaboration des critères dans les écolabels de type I. Ces associations peuvent non seulement peser sur les décisions au moment de la définition des critères des écolabels (elles sont parties prenantes de ces décisions) mais également éventuellement orienter les décisions des consommateurs vers les produits portant ces labels (guides réalisés par les associations pour aider les consommateurs dans leurs choix¹⁰¹).

Les produits agroalimentaires sont également concernés par la montée des préoccupations environnementales. Le label environnemental le plus emblématique en ce qui concerne les produits agroalimentaires est le label Agriculture Biologique. Si on peut faire remonter les débuts de l'agriculture biologique aux années 1920, c'est dans les années 80 qu'elle s'institutionnalise¹⁰² et la création du label « Agriculture Biologique » en 1988 en France et en 1991 en Europe (règlement CE 2092/91). L'agriculture biologique a donc d'abord été un mouvement alternatif au marché dominant avec des mobilisations collectives, avant de connaître une institutionnalisation majoritaire mais pas totale¹⁰³. Les années 90 ont été marquées par des crises sanitaires (crise de la vache folle) qui ont impacté la demande (voir, par exemple, Schlenker et Villas-Boas, 2009) et accéléré la volonté des consommateurs d'être mieux informés sur les conditions de production. Le label AB est difficile à classer dans la typologie de l'AFNOR (type I, II et III). C'est un label d'obligation de moyen et pas de résultats concernant les impacts environnementaux.

C'est dans les années 90 que s'est posée la question de l'écolabellisation des produits agroalimentaires (c'est-à-dire de l'extension des écolabels de type I, à obligation de résultats donc aux produits alimentaires). Peu de programmes d'écolabellisation concernent les produits agroalimentaires ; et les débats publics à l'époque, analysés dans Bougherara *et al.* (2003), ont porté sur plusieurs éléments : (i) la possible confusion des consommateurs entre santé et environnement si un label à obligation de résultat était créé, (ii) l'existence du label Agriculture Biologique, un label considéré comme suffisant, (iii) l'existence de signes de qualité, qui souffriraient de la prolifération de labels et (iv) l'hétérogénéité des filières agricoles rendant difficile l'élaboration de critères pour l'analyse de cycle de vie. Les produits agroalimentaires ont donc été exclus des programmes d'écolabellisation de type I.

En termes de labels environnementaux officiels, la question de la diversification végétale pour la fourniture de qualités environnementales au consommateur se limite au label Agriculture Biologique. Le label HVE de niveau 3 est trop récent pour avoir fait l'objet de la littérature académique.

En termes d'évaluation des préférences des consommateurs¹⁰⁴, la littérature utilise des approches *ex post* sur des données de consommation observées et des approches d'évaluation *ex ante*. Toutes montrent que les consommateurs ont des préférences pour des produits « verts ». Bougherara *et al.* (2020) proposent une revue des articles académiques qui estiment les élasticité-prix et revenu (définition ci-après) des produits alimentaires issus de modes de production respectueux de l'environnement à partir de données d'achats réels (données de panels de consommateurs) et réalisent eux-mêmes une telle estimation sur du lait biologique. Le label le plus étudié dans cette revue est de loin le label « agriculture biologique ». L'élasticité-prix mesure la variation proportionnelle de la quantité consommée d'un produit en réponse à une variation proportionnelle de son prix. Les résultats indiquent que la demande est élastique et parfois très élastique, c'est-à-dire qu'une variation de 1% du prix des produits biologiques entraîne une baisse importante de la quantité achetée. Pour le lait biologique, cela peut induire une baisse estimée entre 1 et 9%. Les consommateurs sont très sensibles au prix des produits biologiques. L'élasticité-prix croisée indique la variation proportionnelle de la quantité d'un produit en réponse à une variation proportionnelle du prix d'un autre produit. L'élasticité-prix-croisée du lait biologique en réponse à une augmentation des prix du lait conventionnel est positive, ce qui indique que lorsque le prix du

¹⁰¹ Par exemple, le WWF réalise une « Classification des papiers graphiques vendus en France suivant leurs garanties environnementales » selon les caractéristiques des labels.

¹⁰² Loi n° 80-502 du 4 juillet 1980 d'orientation agricole.

¹⁰³ Le cahier des charges de l'agriculture biologique est au départ défini par Nature et Progrès qui initie une certification participative. Ensuite, la création du label AB sera accompagnée d'une obligation de certification par des organismes agréés et plus par un système participatif (Dubuisson-Quellier, 2019, p40-44).

¹⁰⁴ On peut aussi mentionner la méta-analyse de Massey *et al.* (2018) sur les déterminants de l'achat des produits biologiques et celle de Florax *et al.* (2005) sur les consentements à payer pour la réduction du risque pesticides de manière large (pas uniquement pour les consommateurs) auprès d'échantillons divers.

lait conventionnel augmente, la quantité de lait biologique consommée augmente et inversement. Les consommateurs reportent leurs achats du produit conventionnel vers le produit biologique et vice versa. L'élasticité-revenu mesure la variation proportionnelle de la quantité d'un produit en réponse à une variation proportionnelle du revenu des consommateurs. La quantité de lait biologique achetée augmente d'une proportion variable selon les études mais souvent inférieure à 2% lorsque le revenu des consommateurs augmente de 1%.

Concernant les approches *ex ante*, les méthodes sont diverses. Elles utilisent les méthodes d'évaluation contingente, les expériences de choix discret (DCE) et les enchères expérimentales. La méta-analyse de Li et Kallas (2021) indique un consentement à payer de 30% en moyenne pour les produits avec labels environnementaux mais particulièrement plus élevé pour les fruits et légumes et pour les produits biologiques (environ 38%).

2.5.3.5. La réémergence des mobilisations collectives à l'initiative des mouvements de protection de l'environnement et de défense de la justice sociale

A partir des années 70, les mobilisations collectives associées à la consommation engagée sont devenues minoritaires bien que toujours présentes, comme en témoigne, en alimentation, la coexistence du label Agriculture Biologique avec des alternatives militantes comme Nature et Progrès (Poméon *et al.*, 2015). C'est au début des années 90 que les mobilisations collectives ont connu un regain d'intérêt de la part des consommateurs engagés. (Dubuisson-Quellier, 2019)

Concernant l'alimentation, ce sont la vente directe et les circuits courts qui ont connu un essor important¹⁰⁵. Chaffotte et Chiffolleau (2007) proposent une typologie de ces débouchés. La vente directe peut être individuelle (marchés de plein vent), collective « producteur/consommateurs » (collectif de consommateurs qui contractent avec un producteur) ou collective « producteurs » (point de vente collectif). La vente en circuits courts (*via* un intermédiaire ou en l'absence du producteur sur le point de vente) peut être collective (intermédiaire type « La Ruche Qui Dit Oui »¹⁰⁶) ou individuelle (commerce de détail). Il s'agit de formes classiques telles que la vente à la ferme jusqu'à des innovations telles que les AMAP (Associations de Maintien de l'Agriculture Paysanne¹⁰⁷), dans lesquelles le consommateur paie à l'avance et s'engage sur une période donnée auprès du producteur (Chiffolleau, 2017 ; Chiffolleau et Paturel, 2016). Les premiers contrats directs entre producteurs et consommateurs ont été mis en place au Japon dans les années 60 (*Teikei* en japonais). Ces contrats se sont ensuite développés aux Etats-Unis (Community Supported Agriculture). Les AMAPs sont présentes dans de plus en plus de pays en Europe et ailleurs. En France, la première AMAP a été fondée en 2001. L'obtention de données sur le développement des AMAPs n'est pas aisée du fait de la diversité de ces systèmes et de leur caractère très local. Néanmoins, selon un rapport européen (Volz *et al.*, 2016), on comptait 2 776 AMAPs en Europe en 2015, ces AMAPs fournissant environ 500 000 consommateurs. Aux Etats-Unis, le nombre d'AMAPs est passé de 3 637 en 2009 à 4 571 en 2012 et à environ 6 000-6 500 en 2015 (Vultz *et al.*, 2016). Ces chiffres, donnés à titre indicatif, témoignent de l'émergence du phénomène et de son évolution. Les AMAPs permettent une solidarité dans le transfert d'une partie du risque de production au consommateur (Connolly et Klaiber, 2014 ; Sproul *et al.*, 2015). Une méta-analyse réalisée en 2019 montre que les consommateurs ont un consentement à payer positif pour des produits locaux (Printezis *et al.*, 2019). Enfin, notons que les nouvelles technologies jouent un rôle dans les initiatives locales (AMAPs ou initiatives type « La Ruche Qui Dit Oui »). De manière plus générale, elles sont clés pour la mobilisation des consommateurs (voir par exemple, la marque « C'est qui le patron » dans laquelle les consommateurs votent pour définir le cahier des charges des produits, Renault, 2019).

Les consommateurs peuvent aussi faire leurs choix en fonction de critères de justice sociale en lien, par exemple, avec le commerce équitable. La notion de commerce équitable s'est développée avec la mondialisation et l'action militante des mouvements altermondialistes (pour un historique, voir Dubuisson-Quellier, 2019) dans l'objectif de mieux rémunérer les producteurs des pays du Sud. Différentes formes d'actions coexistent comme c'est le cas pour la cause environnementale ; on trouve des initiatives militantes qui refusent l'insertion dans les circuits

¹⁰⁵ Voir les travaux du Réseau Mixte Technologique Alimentation Locale (<https://www.rmt-alimentation-locale.org/>)

¹⁰⁶ Une plateforme qui met en relation les consommateurs et les producteurs locaux : <https://laruchequiditoui.fr/fr>

¹⁰⁷ Cf le site de la fédération des AMAPs (<http://miramap.org/>)

de commercialisation de la grande distribution, comme Artisans du Monde¹⁰⁸ qui possède ses propres boutiques ; on trouve également des initiatives qui se sont institutionnalisées, comme le label Fair Trade¹⁰⁹, largement présent dans les grandes et moyennes surfaces. Depuis la loi du 31 juillet 2014 sur l'économie sociale et solidaire, la définition du commerce équitable s'étend aux relations Nord-Nord avec la création de labels français tels que le label Agri-éthique¹¹⁰.

La littérature montre que les individus en général et les consommateurs de produits alimentaires en particulier ont des préférences sociales, c'est-à-dire que leurs choix de consommation prennent en compte des dimensions sociales (Bougherara *et al.*, 2020 ; Briggeman et Lusk, 2011 ; Chang et Lusk, 2009 ; Toler *et al.*, 2009). L'évaluation de la demande des consommateurs pour des produits alimentaires équitables à partir de données réelles d'achat (données de panels de consommateurs) a fait l'objet de plusieurs études, toutes ayant porté sur le café équitable (voir les résultats et la revue de Bougherara *et al.*, 2020). Les résultats indiquent que le café équitable est entre 11 et 38% plus cher et que les consommateurs sont sensibles au prix, se reportant sur la version conventionnelle en cas d'augmentation du prix du produit équitable. Concernant les approches ex ante, la méta-analyse de Li et Kallas (2021) indique un consentement à payer d'environ 30% pour les produits avec label « fair-trade » (essentiellement du café).

2.5.4. Conclusion de section

L'analyse historique du monde agricole français depuis la deuxième guerre mondiale dressée dans la section précédente montre un processus de verrouillage progressif de l'ensemble du système sociotechnique autour d'un modèle dominant avec des exploitations agricoles très spécialisées et intensives, dans une dynamique accompagnée par les institutions du monde agricole depuis le conseil, les fournisseurs d'intrants, les opérateurs de commercialisation et de transformation, jusqu'à la consommation. Cette technologie dominante se caractérise notamment par un rapport homme-nature singulier (simplification des systèmes de production, artificialisation des milieux) et qui s'inscrit dans le cadre paradigmatique du contrôle de la nature par l'homme et d'un usage central des pesticides pour contrôler les bioagresseurs. Le verrouillage relève d'un effet d'auto-renforcement entre les stratégies des différents acteurs, les connaissances liées au modèle sociotechnique dominant et les réglementations.

Le modèle agricole dominant apparaît donc comme très stable du fait de mécanismes de verrouillage et d'auto-renforcement, et les processus de verrouillage des filières rendent difficile la déspecialisation des exploitations agricoles. Depuis la fin de la deuxième guerre mondiale, l'amélioration variétale s'est focalisée sur un petit nombre d'espèces phares et de variétés à haut potentiel de rendement, sous réserve de leur appliquer des niveaux d'intrants élevés, et en particulier les pesticides. Au sein des institutions de recherche, l'évolution des manières de penser et de produire des connaissances en agronomie a conduit à une déconnection de la recherche par rapport à la complexité du terrain et à un morcellement des connaissances entre disciplines interagissant peu. Les institutions de R&D et de conseil se sont focalisées sur la production de référentiels techniques généraux et la prescription de solutions uniques. Tous ces éléments expliquent pour partie aujourd'hui la difficulté de l'agriculture à évoluer vers des visions systémiques requises par la transition agroécologique et la réintroduction de biodiversité cultivée.

En marge du modèle dominant, il existe des initiatives localisées de construction de petites filières alternatives, que l'on interprète sous la forme de niches d'innovation technologique. Ces alternatives se sont maintenues ou développées sur de petites surfaces ou dans des territoires présentant des potentialités agronomiques faibles, et sont portées par des acteurs en marge du régime dominant. Elles reposent sur des systèmes techniques alternatifs (agriculture biologique, de conservation, maraichage sur sol vivant, etc.) reconnectant de façon originale les productions végétales et animales, ou la production et la fourniture d'intrants, ou la production et la consommation. On peut citer par exemple (i) la démarche de développement de débouchés pour les légumineuses favorisant leur réintroduction dans des systèmes de grandes cultures, (ii) la sélection participative de variétés paysannes aboutissant à la production de semences adaptées localement et plus résistantes aux bioagresseurs, (iii) le développement d'échanges de matière et de services

¹⁰⁸ <https://www.artisansdumonde.org/>

¹⁰⁹ <https://www.commerceequitable.org/le-commerce-equitable/les-labels/>

¹¹⁰ <https://www.agriethique.fr/>

(pâture) entre agriculteurs et éleveurs. Ces niches parfois considérées comme marginales par certains acteurs, peuvent donner des clés pour le développement et/ou une meilleure prise en compte de la diversité végétale pour la gestion des bioagresseurs, sous réserve que leurs mécanismes et leurs performances soient étudiées pour en tirer des enseignements plus génériques.

En parallèle de ces innovations, on a observé une évolution du contexte des politiques publiques et de la réglementation, qui se sont ré-orientées vers des enjeux plus environnementaux, mais sans délaisser les enjeux économiques. Dès 2005, la Politique Agricole Commune a conditionné les aides du premier pilier à des bonnes pratiques agroenvironnementales. Elle a également proposé à partir de 2014 des aides couplées à certaines productions végétales. Enfin, les Etats membres ont été tenus dès 1992 de proposer aux exploitants agricoles des mesures agroenvironnementales MAE (appelées d'abord mesures agro-environnementales territoriales MAET, puis, à partir de 2014, mesures agro-environnementales et climatiques MAEC). Certaines de ces mesures ont permis de soutenir la diversité des cultures (MAE rotationnelle dans le cas de la France), les infrastructures agro-écologiques comme les haies, ainsi que les prairies (par la prime herbagère environnementale jusqu'en 2014 puis la MAE système herbager). Il y a donc eu une inflexion des politiques publiques vers le soutien des zones extensives et des éléments semi-naturels. Mais, du fait de son manque d'ambition, le verdissement de la PAC de 2014 n'a eu que très peu d'effet additionnel sur l'environnement. Il s'est contenté de freiner le retour vers des pratiques plus intensives et de ralentir la conversion des prairies en terres arables. Il n'a eu que très peu d'impact sur la diversification des cultures.

En France, la politique de diversification procède de deux démarches. Il s'agit tout d'abord de protéger la biodiversité végétale menacée par des pratiques agricoles trop homogènes, avec la mise en place de zonages, d'infrastructures semi-naturelles et des trames verte et bleue. Il s'agit ensuite d'enrichir la biodiversité végétale cultivée, en ouvrant la réglementation sur les semences et en cherchant à créer les conditions pour que l'agriculture locale puisse mieux répondre aux besoins alimentaires des territoires. Cela passe d'une part par une évolution des règles de la commande publique pour la restauration collective (avec l'incorporation de davantage de produits locaux et de qualité), et par des politiques foncières, souvent portées par les collectivités, pour aider à l'installation d'agriculteurs offrant une diversité de produits destinés à la consommation locale.

La demande des consommateurs est un autre déterminant de l'évolution des modes de production. Les pratiques agricoles de diversification des cultures pour réguler les bioagresseurs peuvent rencontrer les déterminants des choix des consommateurs selon quatre dimensions : les motivations hédoniques, nutritionnelles, environnementales et de justice sociale. Pour activer ces motivations, l'information du consommateur est nécessaire. Les études menées jusqu'à présent montrent qu'en moyenne, les consommateurs sont prêts à payer plus pour des produits labellisés sur ces différentes dimensions. Par ailleurs, la réémergence, depuis les années 90, de mobilisations collectives autour des circuits courts et de l'agriculture locale, constitue également une opportunité de valorisation des cultures de diversification. Du point de vue des régimes alimentaires, les choix de consommation de long-terme montrent qu'après la saturation des besoins quantitatifs, l'évolution de la structure des régimes alimentaires s'est stabilisée depuis le début des années 90 sur des bases sous-optimales du point de vue de la santé et de l'environnement. La volonté de certains consommateurs ou celle des pouvoirs publics de basculer vers des régimes alimentaires plus sains et/ou plus durables peut également un levier potentiel pour la valorisation de cultures issues de la diversification des productions.

Toutes ces évolutions soulignent l'intérêt multiple d'une diversification des productions végétales, dont l'enjeu dépasse la seule protection des cultures.

2.6. Conclusion du chapitre

Dans ce chapitre, nous avons présenté et mis en regard différents résultats de la littérature en économie (microéconomie, économie agricole, économie de l'environnement), management (dont marketing), droit (rural, agricole et de l'environnement), agronomie-système et accompagnement du changement technique, et sociologie des sciences et techniques, ainsi que de la littérature grise sur le contexte historique des politiques publiques agricoles et environnementales¹¹¹.

Cette analyse a deux intérêts majeurs. Elle nous a, d'une part, permis de détailler la partie socio-économique du cadre conceptuel présenté dans l'introduction générale du rapport en décrivant les différents niveaux d'organisation socio-économiques qui le compose (Figure 23 en Introduction générale) et les interactions qui impactent les choix déterminant la diversité des couverts végétaux et les stratégies de protection des cultures. Elle nous a, d'autre part, permis de décrire l'évolution de ces interactions et la manière dont elles ont conduit à des systèmes globalement peu diversifiés et verrouillés, ainsi que les perspectives de diversification offertes par les évolutions récentes des systèmes agro-alimentaires.

2.6.1. Une trajectoire historique de spécialisation à toutes les échelles qui s'infléchit vers une diversification

Les décisions relatives à la diversification des cultures et à leur protection sont historiquement liées. La diversification des cultures dans le temps et l'espace par des choix d'assolement et de rotation a longtemps été le moyen principal pour réguler la pression des bioagresseurs. L'avènement d'une agriculture productiviste reposant sur les engrais chimiques pour fertiliser les cultures et sur les pesticides de synthèse pour réguler les bioagresseurs a, en quelque sorte, rompu ces liens en permettant le retour plus fréquent d'une culture sur une même parcelle. Dès lors, peu de facteurs contraignaient l'allocation des sols aux cultures les plus rentables. Les filières agricoles ont alors pu s'organiser pour maximiser la production de quelques cultures, en développant les efforts de recherche (sélection variétale), le conseil, la vente de semences et d'intrants, la récolte et le stockage sur quelques espèces majeures, et avoir de meilleurs débouchés grâce à des volumes de production importants. Ces progrès techniques et organisationnels ont permis une spécialisation à toutes les échelles, de la parcelle au territoire, avec des filières organisées autour de la production intensive et de la commercialisation de quelques cultures principales (voir encadré 2-8). Cette spécialisation a été accompagnée, d'une part, par des politiques publiques européennes et nationales de soutien à ces cultures principales (blé, orge, maïs, tournesol, etc.) et, d'autre part, par une organisation à l'aval des filières basée sur une standardisation de la qualité des produits d'entrée des industries agroalimentaires, elle-même favorisant le recours aux pesticides.

Suite à ce mouvement de spécialisation qui s'est accompagné de la montée en puissance des préoccupations liées à la dégradation de l'environnement et aux impacts de la pollution sur la santé, il y a eu une inflexion des attentes sociétales et du contexte de politiques publiques en faveur d'une agriculture plus respectueuse de l'environnement. Cela passe notamment par une agriculture qui s'appuie plus sur les services fournis par les écosystèmes agricoles que sur l'utilisation d'intrants chimiques. Dans le cadre de la transition agroécologique, la diversification de la végétation cultivée, et notamment des cultures, est présentée dans la littérature académique et dans les rapports institutionnels comme une voie permettant de contrôler les bioagresseurs et de réduire l'utilisation des pesticides. Pour que de telles stratégies de protection des cultures soient mises en œuvre, il est nécessaire que les systèmes de culture soient diversifiés. Ces stratégies de diversification se heurtent, cependant, à de nombreux verrous, qui sont liés aux déterminants des choix des agriculteurs en termes de diversification des cultures et de leur protection, mais aussi au contexte technico-économique dans lequel les agriculteurs font ces choix et aux interactions entre niveaux d'organisation au sein des filières.

¹¹¹ Il est important de noter que cette littérature assez générique fait souvent référence à des systèmes de grandes cultures. Nous avons illustré nos propos aussi souvent que possible avec d'autres systèmes, mais il y a clairement un biais de publication en faveur des grandes cultures.

Encadré 2-8. Le secteur des grandes cultures en France, un exemple emblématique de la spécialisation d'un système de production

Avant les années 60, l'agriculture française était constituée de petites exploitations diversifiées, avec des systèmes mixtes élevages et polycultures et un faible recours à la mécanisation et aux intrants chimiques. On observe désormais des exploitations plus grandes, avec moins de main d'œuvre par ha, mettant en œuvre des systèmes spécialisés sur quelques espèces (céréales, oléagineux, betteraves) et intensifs en chimie, qui sont insérées dans de grands bassins de production spécialisés en grandes cultures, surtout dans les régions à fort potentiel agronomique. Cette transformation est le résultat d'un ensemble de changements techniques ayant conduit à l'adoption de ces pratiques de production dites désormais "conventionnelles" en grandes cultures, accompagné par des politiques publiques productivistes.

La cohérence de l'organisation des filières de grandes cultures fait écho à la cohérence des systèmes de production intensifs spécialisés, avec la chimie pour clé de voûte.

Les intrants chimiques (engrais, pesticides) permettent à la fois *i)* d'augmenter les rendements, en allant de pair avec la sélection de variétés productives et de semis denses et précoces offrant de hauts rendements potentiels, combinés à des pratiques visant à atteindre ce potentiel (fertilisation et irrigation pour l'alimentation des plantes ; labour et herbicides pour limiter la concurrence des adventices ; pesticides pour protéger les cultures de la pression des bioagresseurs), et *ii)* une spécialisation des rotations sur les cultures les plus rentables, dans des systèmes de production utilisant la fertilisation chimique pour amender les sols plutôt que les effluents d'élevage, les jachères ou la présence de légumineuse dans les rotations, et protégeant les cultures par la chimie et le travail du sol plutôt que par la prophylaxie offerte par des rotations diversifiées.

Cette spécialisation des exploitations, y compris à l'échelle territoriale, s'est accompagnée *i)* de la création de grands bassins d'approvisionnement avec des coûts logistiques réduits pour la collecte et une taille critique pour les infrastructures (silos, usines de transformations, etc.) et *ii)* d'une concentration spatiale d'industries de l'amont des filières, devenues plus rentables pour la distribution des semences et des intrants chimiques à moindres coûts logistiques et de services de conseil dédiés permis par une taille critique du marché. Un mouvement d'intégration de l'amont et de l'aval s'est également opéré, avec des mêmes acteurs qui fournissent les intrants d'un côté, collectent la production de l'autre, et coordonnent les deux (cahier des charges pour la propreté des récoltes, pour les taux protéiques et sur les variétés adaptées aux transformations). Les grands groupes coopératifs de grandes cultures se sont montés et concentrés progressivement, souvent en commençant par l'approvisionnement en intrants, puis en ajoutant du conseil, puis la collecte, puis la transformation, etc. Le nombre de pesticides disponibles est devenu de plus en plus grand permettant de mettre œuvre des itinéraires techniques visant à atteindre des rendements de plus en plus élevés dans des systèmes de plus en plus spécialisés. Les acteurs institutionnels ont produit de la R&D et du conseil permettant l'amélioration de ces pratiques de production, dans un mécanisme d'auto-renforcement. Le tout a créé un système cohérent, qui résulte de décennies d'optimisation conjointe des systèmes de production et de l'organisation des filières. Cette cohérence est le produit d'une coévolution progressive des intrants, des techniques de production et de l'organisation des filières.

Le rôle de la PAC des années 60-90 dans cette spécialisation

La PAC, jusqu'en 1992, a joué un rôle majeur dans ces dynamiques. Son objectif principal était d'augmenter la production. L'augmentation de la productivité de la terre et de la main d'œuvre a été permise par une aide à la mécanisation (R&D, conseil, aides à l'investissement, accompagnés d'une politique nationale de remembrement) et à l'agronomie des hauts rendements (R&D, subventions des intrants, conseil). La PAC a également soutenu le prix des produits stratégiques (céréales, oléagineux, lait, betterave, etc.), créant ainsi une incitation majeure pour accroître le rendement et, par conséquent, le recours à des intrants chimiques. Le soutien des prix a également eu un impact majeur sur l'évolution des pratiques de production et du secteur des grandes cultures, *via* des mécanismes d'innovations technologiques et institutionnelles induites ou de progrès technique. En effet, des prix des produits agricoles élevés rendent les pratiques à hauts rendements rentables (intensification des itinéraires techniques) et incitent les agriculteurs à concentrer leurs assolements sur les cultures aidées (spécialisation). En retour, cela crée des opportunités de profit pour tout ce qui contribue à l'intensification et à la spécialisation (machines, intrants, conseil, innovations technologiques), permettant à de nouvelles firmes et filières de fournir aux agriculteurs des techniques et intrants spécifiques pour accroître une production qui sera collectée et valorisée plus efficacement (innovations institutionnelles). De fait, une grande part du progrès technique a été dirigée sur l'augmentation des rendements des cultures aidées.

2.6.2. Un système conventionnel dominant et verrouillé à tous les niveaux des filières

Les principaux déterminants des choix des agriculteurs en termes de diversification des cultures sont technico-économiques, bien que certaines préférences individuelles et motivations non-marchandes puissent influencer ces choix. Ces déterminants technico-économiques dépendent d'interactions entre les agents des filières et des territoires qui sont issues de dynamiques complexes. Les interactions entre groupes d'acteurs, combinées avec l'apparition d'innovations dans un contexte social et de politiques publiques en évolution, façonnent l'évolution des systèmes de production agricole, et donc l'évolution de la diversité des cultures et de leurs modes de protection. Le système actuel est issu d'une coévolution des connaissances, des pratiques et des organisations au sein des filières, dans une dynamique d'auto-renforcement. Cela a abouti à un verrouillage des systèmes dominants autour de la spécialisation, à la marge desquels se sont développées des niches d'innovation plus ou moins diversifiées. L'adoption de modes de diversification particuliers pour protéger les cultures va donc se heurter à un ensemble de verrous à différents niveaux d'organisation, que ce soit au sein de l'exploitation ou dans les filières. Ces verrous dépendront du contexte, c'est-à-dire de la filière et du territoire considéré, car chaque filière a ses spécificités, en lien avec les exigences agronomiques de la culture concernée et de sa commercialisation. On peut cependant en offrir une perspective générale, à l'aide du Tableau 2-3.

Tableau 2-3. Facteurs influençant la diversification des cultures aux différentes échelles du système agricole

	Facteurs limitant la diversification	Facteurs favorisant la diversification
Exploitation – Déterminants économiques	<ul style="list-style-type: none"> . Économies d'échelles . Absence de débouchés pour les cultures de diversification . Pesticides réducteurs de risques de production à bas coûts 	<ul style="list-style-type: none"> . Economie de gamme . Aversion au risque et augmentation du nombre d'espèces cultivées pour diversifier les risques
Exploitation – Déterminants non-économiques	<ul style="list-style-type: none"> . Réticences au changement . Manque de connaissances . Normes sociales (profession) 	<ul style="list-style-type: none"> . Préférences environnementales . Goût pour l'innovation . Normes sociales imposées par la profession et la société
Exploitation – Déterminants agronomiques	<ul style="list-style-type: none"> . Facteurs fixes et quasi-fixes (dont travail et matériel) . Caractéristiques pédoclimatiques 	<ul style="list-style-type: none"> . Hétérogénéité et étendue du parcellaire . Débouchés internes à l'exploitation
Filière – Fournitures d'intrants et équipement en amont	<ul style="list-style-type: none"> . Concentration des acteurs sur les marchés les plus importants pour mieux couvrir les investissements en R&D pour créer de nouvelles semences et de pesticides . Besoins en machinisme pour diversifier 	<ul style="list-style-type: none"> . Sélection participative et échange de semences . Possibilité d'adapter le matériel agricole ou de le partager entre agriculteurs
Filière – Conseil	<ul style="list-style-type: none"> . Déficit de conseil sur les stratégies de protection des cultures alternatives aux pesticides, le conseil ayant été historiquement fourni par les vendeurs d'intrants¹¹² 	<ul style="list-style-type: none"> . Apprentissage collectif ou en réseau
Filière – collecte et valorisation de la production en aval	<ul style="list-style-type: none"> . Enjeux de volume pour stockage et collecte . Standards de production (GMS, industrie) 	<ul style="list-style-type: none"> . Stratégie de niche en filière courte (AMAP, vente directe...) . Labels permettant de valoriser la production à un meilleur prix
Territoire	<ul style="list-style-type: none"> . Conformisme . Absence de gouvernance territoriale pour la gestion des sols agricoles 	<ul style="list-style-type: none"> . Groupements d'agriculteurs permettant le partage de connaissances et l'instauration de nouvelles normes . Développement de démarches territoriales de valorisation de systèmes diversifiés ou d'espèces de niche

¹¹² Depuis le 1^{er} janvier 2021, en France, les opérateurs qui vendent des produits phytosanitaires ne peuvent plus officiellement vendre du conseil sur la protection des cultures (ordonnance sur la séparation du conseil et de la vente/application/mise sur le marché de produits phytosanitaires publiée le 24 avril 2019).

2.6.3. Le rôle clé des politiques publiques

En plus de ces déterminants technico-économiques, l'analyse de ce chapitre souligne le rôle clé des politiques publiques. Si les pratiques de production agroécologiques – dont la diversité des cultures est un principe clé – sont bénéfiques sur un ou plusieurs plans (rendement, protection des cultures, conservation de biodiversité, qualité de l'eau, etc.), il convient de distinguer les effets des choix de production des agriculteurs sur leur revenu des effets de ces choix pour le reste de la société – qualifiés d'effets externes – qui peuvent être négatifs ou positifs. Ces effets externes correspondent aux impacts sur l'environnement et sur différents biens publics, ce qui peut nuire ou bénéficier à la société dans son ensemble. Les agriculteurs et les acteurs des filières prennent a priori en compte les effets de leurs stratégies sur la rentabilité de leur exploitations (ou plus génériquement sur leur bien-être), mais tendent à négliger, au moins partiellement, les effets externes de leurs choix. La conséquence est alors que, en général, les pratiques agricoles génèrent plus de pollution et produisent moins de biens publics que ne le souhaiterait la société. Pour inciter les agriculteurs à adopter des pratiques innovantes lorsqu'elles sont moins rentables pour eux que leurs pratiques actuelles, il est possible d'adopter une perspective sociale prenant en compte les bénéfices « publics » de ces pratiques pour justifier une politique publique. Par exemple, si la société considère que les modes de production dominants génèrent trop de pollution, alors une solution consiste à inciter les producteurs à adopter des pratiques moins néfastes. Favoriser l'adoption de pratiques innovantes – *via*, par exemple, des systèmes de subventions, de normes, de taxes avec compensations, etc. – devient un moyen pour les décideurs publics, c'est-à-dire la société, d'atteindre son objectif de réduction des émissions polluantes¹¹³. La littérature analysée dans ce chapitre identifie les instruments de politique publique adaptés en fonction des enjeux et du contexte (voir section 2.3). Si les politiques publiques agricoles du siècle dernier n'étaient pas orientées vers de tels enjeux environnementaux et étaient plutôt productivistes, l'histoire de la PAC nous apprend cependant que les incitations économiques ont été suffisamment puissantes pour orienter le progrès technique et l'organisation spatiale et industrielle de l'économie agricole. Ces incitations sont certainement parmi les éléments clés de la réussite de la PAC en tant que politique qui a largement suscité et accompagné la transition de l'agriculture européenne d'une forme d'agriculture « traditionnelle », avec ses avantages et ses limites, vers une forme d'agriculture « industrielle », avec d'autres avantages et limites. De ce point de vue, organiser la transition agroécologique consiste à faire évoluer le système dans une autre direction, avec un rôle de levier potentiellement fort des politiques publiques.

2.6.4. Des enseignements génériques à recontextualiser

Ce chapitre a identifié un ensemble de verrous et leviers qui peuvent potentiellement freiner ou accélérer l'adoption de stratégies de diversification. Les systèmes spécialisés actuels sont issus de mécanismes d'auto-renforcement impliquant différents maillons des filières, et sont verrouillés. Nous avons présenté les déterminants associés et les dynamiques historiques ayant mené à cette situation. La manière dont ces déterminants vont jouer en pratique et leur importance relative va dépendre du contexte et des spécificités de la filière et du territoire concerné. Il est donc nécessaire d'identifier les modes de diversification adéquats qui permettent de réduire la pression des bioagresseurs et pourraient être adoptés pour réduire l'usage des produits phytopharmaceutiques. Ce travail d'identification des modes de diversification efficaces et de l'échelle à laquelle ils doivent être déployés est mené dans le Chapitre 3. Le Chapitre 6 articule alors les connaissances génériques sur les freins et leviers à la diversification identifiés dans ce chapitre pour décrire les mécanismes qui pourraient être activés pour permettre l'adoption de modes de diversification particuliers, qui seraient mis en œuvre dans un objectif de régulation des bioagresseurs. Il s'agira notamment de relativiser l'importance des différents verrous et le potentiel des différents leviers pour les modes de diversification étudiés.

¹¹³ Dans ce contexte, calculer les coûts de mise en œuvre des pratiques innovantes est essentiel pour plusieurs raisons. Ceci permet d'analyser les avantages et inconvénients technico-économiques de ces pratiques et de les comparer à ceux des pratiques usuelles. Ces analyses et comparaisons intéressent à la fois les agriculteurs – pour juger de l'opportunité d'adopter ou non les pratiques innovantes – et les décideurs publics – pour déterminer les leviers économiques permettant de stimuler l'adoption des pratiques innovantes afin d'atteindre des objectifs sociétaux bien définis.

Bibliographie

Section 2.1

- Ackerberg, D.A.; Caves, K.; Frazer, G., (2015). Identification Properties of Recent Production Function Estimators. *Econometrica*, 83 (6): 2411-2451. <https://doi.org/10.3982/ECTA13408>
- Ajzen, I., (1991). The theory of planned behavior. *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, 50 (2): 179-211. [https://doi.org/10.1016/0749-5978\(91\)90020-T](https://doi.org/10.1016/0749-5978(91)90020-T)
- Akplogan, M.; de Givry, M.; Metivier, J.-P.; Quesnel, G.; Joannon, A.; Garcia, F., (2013). Solving the Crop Allocation Problem using Hard and Soft Constraints. *Rairo-Recherche Operationnelle-Operations Research*, 47 (2): 151-172. <https://doi.org/10.1051/ro/2013032>
- Ambec, S.; Desquilbet, M., (2012). Regulation of a Spatial Externality: Refuges versus Tax for Managing Pest Resistance. *Environmental & Resource Economics*, 51 (1): 79-104. <https://doi.org/10.1007/s10640-011-9489-3>
- Arbuckle, J.G., Jr.; Wright, M.L.; Hobbs, J., (2013). Understanding Farmer Perspectives on Climate Change Adaptation and Mitigation: The Roles of Trust in Sources of Climate Information, Climate Change Beliefs, and Perceived Risk. *Environment and Behavior*, 47 (2): 205-234. <https://doi.org/10.1177%2F0013916513503832>
- Arnberg, S.; Hansen, L.G., (2012). Short-run and long-run dynamics of farm land allocation: panel data evidence from Denmark. *Agricultural Economics*, 43 (2): 179-190. <https://doi.org/10.1111/j.1574-0862.2011.00575.x>
- Aubertot, J.-N.; Barbier, J.-M.; Carpentier, A.; Gril, J.-N.; Guichard, L.; Lucas, P.; Savary, S.; Voltz, M., (2005). *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux*, 120 p.
- Aubry, C.; Papy, F.; Capillon, A., (1998). Modelling decision-making processes for annual crop management. *Agricultural Systems*, 56 (1): 45-65. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(97\)00034-6](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(97)00034-6)
- Austin, E.J.; Deary, I.J.; Willock, J., (2001). Personality and intelligence as predictors of economic behaviour in Scottish farmers. *European Journal of Personality*, 15 (1): 123-137. <https://doi.org/10.1002%2Fper.421>
- Barham, B.L.; Chavas, J.-P.; Fitz, D.; Salas, V.R.; Schechter, L., (2014). The roles of risk and ambiguity in technology adoption. *Journal of Economic Behavior & Organization*, 97: 204-218. <https://doi.org/10.1016/j.jebo.2013.06.014>
- Barreiro-Hurle, J.; Espinosa-Goded, M.; Dupraz, P., (2010). Does intensity of change matter? Factors affecting adoption of agri-environmental schemes in Spain. *Journal of Environmental Planning and Management*, 53 (7): 891-905. <https://doi.org/10.1080/09640568.2010.490058>
- Baumgart-Getz, A.; Stalker Prokopy, L.; Floress, K., (2012). Why farmers adopt best management practice in the United States: A meta-analysis of the adoption literature. *Journal of Environmental Management*, 96 (1): 17-25. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.10.006>
- Baumol, W.J.; Panzar, J.C.; Willig, R.D., (1982). *Contestable Markets and the Theory of Industry Structure*. New-York (USA): Harcourt Brace Jovanovich. <https://lccn.loc.gov/81084084>
- Ben Arfa, N.; Rodriguez, C.; Daniel, K., (2009). Dynamiques spatiales de la production agricole en France. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine* (2009/4): 807-834. <https://doi.org/10.3917/reru.094.0807>
- Benitez-Altuna, F.; Trienekens, J.; Matera, V.C.; Bijman, J., (2021). Factors affecting the adoption of ecological intensification practices: A case study in vegetable production in Chile. *Agricultural Systems*, 194: 13 p.
- Best, H., (2010). Environmental Concern and the Adoption of Organic Agriculture. *Social and Natural Resources*, 23 (2): 451-468. <https://doi.org/10.1080/08941920802178206>
- Bidart, C., (2006). Crises, décisions et temporalités : autour des bifurcations biographiques. *Cahiers internationaux de sociologie*, 2006/1 (120): 29-57. <https://doi.org/10.3917/cis.120.0029>
- Böcker, T.; Finger, R., (2016). European pesticide tax schemes in comparison: An analysis of experiences and developments. *Sustainability*, 8 (4). <https://doi.org/10.3390/su8040378>
- Böcker, T.; Finger, R., (2017). A meta-analysis on the elasticity of demand for pesticides. *Journal of Agricultural Economics*, 68 (2): 518-533. <https://doi.org/10.1111/1477-9552.12198>

- Böcker, T.; Britz, W.; Finger, R., (2018). Modelling the Effects of a Glyphosate Ban on Weed Management in Silage Maize Production. *Ecological Economics*, 145: 182-193. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.08.027>
- Bocqueho, G.; Jacquet, F.; Reynaud, A., (2014). Expected utility or prospect theory maximisers? Assessing farmers' risk behaviour from field-experiment data. *European Review of Agricultural Economics*, 41 (1): 135-172. <https://doi.org/10.1093/erae/jbt006>
- Bonny, S., (2016). Genetically Modified Herbicide-Tolerant Crops, Weeds, and Herbicides: Overview and Impact. *Environmental Management*, 57 (1): 31-48. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0589-7>
- Bontemps, C.; Bougherara, D.; Nauges, C., (2021). Do Risk Preferences Really Matter? The Case of Pesticide Use in Agriculture. *Environmental Modeling & Assessment*, 26 (4): 609-630. <https://doi.org/10.1007/s10666-021-09756-8>
- Bougherara, D., (2014). *Rôle de l'aversion au risque des agriculteurs dans l'utilisation de pesticides et implications pour la regulation*. Paris. http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/docs/Temis/0082/Temis-0082479/22172_Rapport.pdf
- Bougherara, D.; Nauges, C., (2021). Préférences vis-à-vis du risque et choix d'intrant : le cas des pesticides. *INRAE Sciences Sociales*, 2021 (1): 1-5.
- Boussard, H.; Roche, B.; Dechatre, H.; Joannon, A.; Martel, G.; Pain, G., (2018). CAPFarm: crop allocation simulator at the farm and landscape levels. *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 8 (2). <https://hal.inrae.fr/hal-02618390>
- Boyabatli, O.; Nasiry, J.; Zhou, Y., (2019). Crop Planning in Sustainable Agriculture: Dynamic Farmland Allocation in the Presence of Crop Rotation Benefits. *Management Science*, 65 (5): 1949-2443. <https://doi.org/10.1287/mnsc.2018.3044>
- Brennan, G.; Hamlin, A., (2000). *Democratic Devices and Desires*. Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511490194>
- Brennan, G.; Hamlin, A., (2008). Revisionist public choice theory. *New Political Economy*, 13 (1): 77-88. <https://doi.org/10.1080/13563460701859744>
- Brunschwig, G.; Josien, E.; Bernhard, C., (2006). Contraintes géographiques et modes d'utilisation des parcelles en élevage bovin laitier et allaitant. *Fourrages* (185): 83-95.
- Byerly, H.; Kross, S.M.; Niles, M.T.; Fisher, B., (2021). Applications of behavioral science to biodiversity management in agricultural landscapes: conceptual mapping and a California case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193 (1). <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08815-z>
- Cai, R.; Mullen, J.D.; Wetzstein, M.E.; Bergstrom, J.C., (2013). The impacts of crop yield and price volatility on producers' cropping patterns: A dynamic optimal crop rotation model. *Agricultural Systems*, 116: 52-59. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.11.001>
- Carberry, P.S.; Hochman, Z.; McCown, R.L.; Dalgliesh, N.P.; Foale, M.A.; Poulton, P.L.; Hargreaves, J.N.G.; Hargreaves, D.M.G.; Cawthray, S.; Hillcoat, N.; Robertson, M.J., (2002). The FARMSCAPE approach to decision support: farmers', advisers', researchers' monitoring, simulation, communication and performance evaluation. *Agricultural Systems*, 74 (1): 141-177. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(02\)00025-2](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(02)00025-2)
- Carpentier, A.; Weaver, R.D., (1997). Damage Control Productivity: Why Econometrics Matters. *American Journal of Agricultural Economics*, 79 (1): 47-61. <https://doi.org/10.2307/1243942>
- Carpentier, A.; Barbier, J.M.; Bontemps, P.; Lacroix, A.; Laplana, R.; Lemarié, S.; Turpin, N., (2005). Chapitre 5 : Aspects économiques de la régulation des pollutions par les pesticides. In: J.N, A.; Barbier, J.M.; Carpentier, A.; Gril, J.J.; Guichard, L.; Lucas, P.; Savary, S.; Savini, I.; Voltz, M., eds. *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux*. https://ecophytopic.fr/sites/default/files/2020-12/INRA_CEMAGREF_pesticides-5texte-%C3%A9conomiepollutions.pdf
- Carpentier, A.; Letort, E., (2012). Accounting for heterogeneity in multicrop micro-econometric models: implications for variable input demand modeling. *American Journal of Agricultural Economics*, 94 (1): 209-224. <https://doi.org/10.1093/ajae/aar132>
- Carpentier, A.; Gohin, A., (2014). Accounting for crop rotations in acreage choice modeling: a tractable modeling framework. *EAAE 2014 Congress Agri-Food and Rural Innovations for Healthier Societies*. Ljubljana, Slovenia.

- Carpentier, A.; Letort, E., (2014). Multicrop production models with multinomial logit acreage shares. *Environmental and Resource Economics*, 59 (4): 5537-559. <https://doi.org/10.1007/s10640-013-9748-6>
- Carpentier, A.; Gohin, A., (2015). *On the economic theory of crop rotations: value of the crop rotation effects and implications on acreage choice modeling*. Rennes: Inra, 55 p. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.205299>
- Carpentier, A.; Féménia, F.; Gohin, A.; Helming, J., (2017). *Feasibility study on modelling crop rotation effects*: Wageningen University and Research Centre (WUR). <https://hal.inrae.fr/hal-02787586v1>
- Carpentier, A.; Reboud, X., (2018). Why farmers consider pesticides the ultimate in crop protection: economic and behavioral insights. *30th International Conference of Agricultural Economists*. Vancouver (CAN). International Association of Agricultural Economists, 44 p. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.277528>
- Carpentier, A.; Reboud, X., (2019). Une analyse de la rationalité économique des choix des agriculteurs en matière de la protection fongicide du blé. *Phloème, biennales de la recherche et de l'innovation dans le domaine des céréales*. Paris.
- Carpentier, A.; Sodjahin, I.R., (2019). *Crop diversification in the agricultural production economics littérature - Executive summary*, EU H2020.
- Carpentier, A.; Fadhuile, A.; Roignant, M.; Blanck, M.; Reboud, X.; Jacquet, F.; Huyghe, C., (2020). *Alternatives au glyphosate en grandes cultures. Evaluation économique*, 159 p. <https://doi.org/10.15454/9gv2-3904>
- Carpentier, A.; Femenia, F.; Sodjahin, I., (2021a). Estimation Of Crop Rotation Effects With " Observed " Crop Sequence Acreages. *XVI EAAE Virtual Congress*.
- Carpentier, A.; Femenia, F.; Sodjahin, I.; Gohin, A., (2021b). Using Farm Accountancy Data To Estimate Crop Rotation Effects. *XVI EAAE Virtual Congress*.
- Chardon, X.; Rigolot, C.; Baratte, C.; Espagnol, S.; Raison, C.; Martin-Clouaire, R.; Rellier, J.-P.; Le Gall, A.; Dourmad, J.Y.; Piquemal, B.; Leterme, P.; Paillat, J.M.; Delaby, L.; Garcia, F.; Peyraud, J.L.; Poupa, J.C.; Morvan, T.; Faverdin, P., (2012). MELODIE: a whole-farm model to study the dynamics of nutrients in dairy and pig farms with crops. *Animal*, 6 (10): 1711-1721.
- Charrier, F.; Magrini, M.-B.; Charlier, A.; Fares, M.; Le Bail, M.; Messéan, A.; Meynard, J.M., (2013). Alimentation animale et organisation des filières : une comparaison pois protéagineux-lin oléagineux pour comprendre les facteurs freinant ou favorisant les cultures de diversification. *OCL Oilseeds and fats crops and lipids*, 20 (4).
- Chatelin, M.H.; Aubry, C.; Poussin, J.C.; Meynard, J.M.; Masse, J.; Verjux, N.; Gate, P.; Le Bris, X., (2005). DeciBlé, a software package for wheat crop management simulation. *Agricultural Systems*, 83: 77-99. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2004.03.003>
- Chatellier, V.; Gaigné, C., (2012). Les logiques économiques de la spécialisation productive du territoire agricole français. *Innovations Agronomiques* (22): 185-203.
- Chavas, J.-P.; Chambers, R.G.; Pope, R.D., (2010). Production Economics and Farm Management: a Century of Contributions. *American Journal of Agricultural Economics*, 92 (2): 356-375. <https://doi.org/10.1093/ajae/aaq004>
- Chavas, J.-P., (2011). On the microeconomics of diversification under learning. *Journal of Economics*, 104 (1): 25-47. <https://doi.org/10.1007/s00712-011-0202-3>
- Chavas, J.-P., (2012). On learning and the economics of firm efficiency: a state-contingent approach. *Journal of Productivity Analysis*, 98 (1): 53-62. <https://doi.org/10.1007/s11123-012-0268-0>
- Chavas, J.P., (2019). Role of risk and uncertainty in agriculture. In: Cramer, G.L.; Paudel, K.P.; Schmitz, A., eds. *The Routledge Handbook of Agricultural Economics*. Routledge, 32. <https://doi.org/10.4324/9781315623351>
- Chavas, J.-P.; Nauges, C., (2020). Uncertainty, Learning, and Technology Adoption in Agriculture. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 42 (1): 42-53. <https://doi.org/10.1002/aepp.13003>
- Cialdini, R.B.; Reno, R.R.; Kallgren, C.A., (1990). A focus theory of normative conduct: Recycling the concept of norms to reduce littering in public places. *Journal of Personality and Social Psychology*, 58 (6): 1015-1026.
- Cordier, J.; Erhel, A.; Pindard, A.; Courleux, F., (2008). La gestion des risques en agriculture de la théorie à la mise en œuvre : éléments de réflexion pour l'action publique. *Notes et Etudes Economiques*: 33-71.

- Coughenour, C.M., (2003). Innovating conservation agriculture: The case of no-till cropping. *Rural Sociology*, 68 (2): 278-304. <https://doi.org/10.1111/j.1549-0831.2003.tb00138.x>
- Cruse, L.; Maybery, D., (2004). Personality and Landholders' Management of Remnant Bush and Revegetation in the Murray Catchment. *Australasian Journal of Environmental Management*, 11 (1): 21-33. <https://doi.org/10.1080/14486563.2004.10648595>
- Darré, J.-P., (1985). *La parole et la technique : L'univers de pensée des éleveurs du Ternois*. Paris: L'Harmattan.
- Davis, A.S.; Hill, J.D.; Chase, C.A.; Johanns, A.M.; Liebman, M., (2012). Increasing Cropping System Diversity Balances Productivity, Profitability and Environmental Health. *Plos One*, 7 (10). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0047149>
- Davis, A.S.; Frisvold, G.B., (2017). Are Herbicides a Once in a Century Method of Weed Control? *Pest Management Science*, 73 (11): 2209-2220. <https://doi.org/10.1002/ps.4643>
- Defrancesco, E.; Gatto, P.; Runge, F.; Trestini, S., (2008). Factors affecting farmers' participation in agri-environmental measures: A northern Italian perspective. *Journal of Agricultural Economics*, 59 (1): 114-131. <https://doi.org/10.1111/j.1477-9552.2007.00134.x>
- Dessart, F.; Barreiro-Hurle, J.; van Bavel, R., (2019). Behavioural factors affecting the adoption of sustainable farming practices: a policy-oriented review. *European Review of Agricultural Economics*, 46 (3): 417-471. <https://doi.org/10.1093/erae/jbz019>
- Devilliers, E., (2021). *Modelling farmers' production choices and chemical inputs demand with a latent function approach Modélisation micro-économétrique des choix de pratiques de production et des utilisations d'intrants chimiques des agriculteurs : une approche par les fonctions de production latentes*. Agrocampus Ouest, 166 p. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-03710041>
- Di Falco, S.; Chavas, J.-P., (2006). Crop genetic diversity, farm productivity and the management of environmental risk in rainfed agriculture. *European Review of Agricultural Economics*, 33 (3): 289-314. <https://doi.org/10.1093/eurrag/jbl016>
- Di Falco, S.; Penov, I.; Aleksiev, A.; van Rensburg, T.M., (2010). Agrobiodiversity, farm profits and land fragmentation: Evidence from Bulgaria. *Land Use Policy*, 27 (3): 763-771. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.10.007>
- Dogliotti, S.; van Ittersum, M.K.; Rossing, W.A.H., (2005). A method for exploring sustainable development options at farm scale: a case study for vegetable farms in South Uruguay. *Agricultural Systems*, 86 (1): 29-51. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2004.08.002>
- Dupraz, P.; Vermersch, D.; De Frahan, B.H.; Delvaux, L., (2003). The environmental supply of farm households - A flexible willingness to accept model. *Environmental and Resource Economics*, 25 (2): 171-189. <https://doi.org/10.1023/A:1023910720219>
- Dupre, L.; Lamine, C.; Navarrete, M., (2017). Short Food Supply Chains, Long Working Days: Active Work and the Construction of Professional Satisfaction in French Diversified Organic Market Gardening. *Sociologia Ruralis*, 57 (3): 396-414. <https://doi.org/10.1111/soru.12178>
- Duru, M.; Therond, O.; Martin, G.; Martin-Clouaire, R.; Magne, M.A.; Justes, E.; Journet, E.P.; Aubertot, J.N.; Savary, S.; Bergez, J.E.; Sarthou, J., (2015). How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (4): 1259-1281. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1>
- Dury, J.; Garcia, F.; Reynaud, A.; Bergez, J.-E., (2013). Cropping-plan decision-making on irrigated crop farms: A spatio-temporal analysis. *European Journal of Agronomy*, 50: 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.04.008>
- El-Nazer, T.; McCarl, B.A., (1986). THE CHOICE OF CROP-ROTATION - A MODELING APPROACH AND CASE-STUDY. *American Journal of Agricultural Economics*, 68 (1): 127-136. <https://doi.org/10.2307/1241657>
- FAO, (2018). *Crop Diversification Increases Productivity and Stabilizes Income of Smallholders*. Rome: FAO, Policy Brief.
- Feder, G., (1979). Pesticides, Information, and Pest Management under Uncertainty. *American Journal of Agricultural Economics*, 61 (1): 97-103. <https://doi.org/10.2307/1239507>

- Fernandez-Cornejo, J.; Jans, S.; Smith, M., (1998). Issues in the Economics of Pesticide Use in Agriculture: A Review of the Empirical Evidence. *Review of Agricultural Economics*, 20 (2): 462-488. <https://doi.org/10.2307/1350002>
- Fernandez-Cornejo, J.; Jans, S., (1999). *Pest Management in U.S. Agriculture*. Washington: USDA, 77 p. <https://www.ers.usda.gov/publications/pub-details/?pubid=41926>
- Fernandez-Cornejo, J.; McBride, W.D., (2002). *Adoption of Bioengineered Crops*. Washington: USDA, Agricultural Economic Report, 67 p.
- Fernandez-Cornejo, J.; Hendricks, C.; Mishra, A., (2005). Technology Adoption and Off-Farm Household Income: the Case of Herbicide-Tolerant Soybeans. *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 37 (2): 549-563. <https://doi.org/10.1017/S1074070800027073>
- Fernandez-Cornejo, J.; Hallahan, C.; Nehring, R.; Wechsler, S.; Grube, A., (2012). Conservation Tillage, Herbicide Use, and Genetically Engineered Crops in the United States: The Case of Soybeans. *AgBioForum*, 15 (3): 231-241.
- Fezzi, C.; Bateman, I.; Askew, T.; Munday, P.; Pascual, U.; Sen, A.; Harwood, A., (2014). Valuing Provisioning Ecosystem Services in Agriculture: The Impact of Climate Change on Food Production in the United Kingdom. *Environmental and Resource Economics*, 57: 197-214. <https://doi.org/10.1007/s10640-013-9663-x>
- Finger, R.; Mohring, N.; Dalhaus, T.; Bocker, T., (2017). Revisiting Pesticide Taxation Schemes. *Ecological Economics*, 134: 263-266. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.12.001>
- Finger, R.; Swinton, S.M.; El Benni, N.; Walter, A., (2019). Precision farming at the nexus of agricultural production and the environment. *Annual Review of Resource Economics*, 11: 313-335. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100518-093929>
- Finger, R.; Wüpper, D.; McCallum, C., (2022). The (in)stability of farmer risk preferences. *Journal of Agricultural Economics*. <https://doi.org/10.1111/1477-9552.12496>
- Floress, K.; de Jalon, S.G.; Church, S.P.; Babin, N.; Ulrich-Schad, J., D.; Prokopy, L.S., (2017). Toward a theory of farmer conservation attitudes: Dual interests and willingness to take action to protect water quality. *Journal of Environmental Psychology*, 53: 73-80. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2017.06.009>
- Frisvold, G.B., (2019). How low can you go? Estimating impacts of reduced pesticide use. *Pest Management Science*, 75 (5): 1223-1233. <https://doi.org/10.1002/ps.5249>
- Fuzeau, V.; Dubois, G.; Thérond, O.; Allaire, G., (2012). *Diversification des cultures dans l'agriculture française. Etat des lieux et dispositifs d'accompagnement*. Etudes et documents du CGDD, 1-24. <http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/document.html?id=Temis-0076395>
- Gauthier, D., (1987). *Morals by Agreement*. Oxford: Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/0198249926.001.0001>
- Gohin, A.; Carpentier, A.; Koutchadé, P.; Bareille, F., (2015). *Amélioration de la représentation de l'offre agricole dans les modèles macroéconomiques - Rapport final*. Angers: Ademe, 112 p. <https://www.ademe.fr/amelioration-representation-loffre-agricole-modeles-macroeconomiques>
- Gong, Y.; Baylis, K.; Kozak, R.; Bull, G., (2016). Farmers' risk preferences and pesticide use decisions: evidence from field experiments in China. *Agricultural Economics*, 47 (4): 411-421. <https://doi.org/10.1111/agec.12240>
- Goodwin, B.K.; Smith, V.H., (2003). An ex post evaluation of the conservation reserve, federal crop insurance, and other government programs: Program participation and soil erosion. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 28 (2): 201-216. <https://www.jstor.org/stable/40987182>
- Goodwin, B.K.; Vandever, M.L.; Deal, J.L., (2004). An Empirical Analysis of Acreage Effects of Participation in the Federal Crop Insurance Program. *American Journal of Agricultural Economics*, 86 (4): 1058-1077. <https://doi.org/10.1111/j.0002-9092.2004.00653.x>
- Gosling, E.; Williams, K.J.H., (2010). Connectedness to nature, place attachment and conservation behaviour: Testing connectedness theory among farmers. *Journal of Environmental Psychology*, 30 (3): 298-304. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2010.01.005>
- Greiner, R., (2015). Motivations and attitudes influence farmers' willingness to participate in biodiversity conservation contracts. *Agricultural Systems*, 137: 154-165. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.04.005>

- Hansson, H.; Lagerkvist, C.J., (2012). Measuring farmers' preferences for risk: a domain-specific risk preference scale. *Journal of Risk Research*, 15 (7): 737-753. <https://doi.org/10.1080/13669877.2012.657217>
- Hardaker, J.B.; Huirne, R.B.M.; Anderson, J.R., (1997). *Coping with Risk in Agriculture*. Wallingford: CAB International, 274 p.
- Hardaker, J.B., (2000). *Some issues in dealing with risk in agriculture*: University of New England, Graduate School of Agricultural and Resource Economics, 18 p. <https://webarchive.nla.gov.au/awa/20031023000902/http://www.une.edu.au/febl/GSARE/AREwp00-3.PDF>
- Harper, J.K.; Rister, M.E.; Mjelde, J.W.; Drees, B.M.; Way, M.O., (1990). Factors Influencing the Adoption of Insect Management Technology. *American Journal of Agricultural Economics*, 72 (4): 997-1005. <https://doi.org/10.2307/1242631>
- Harper, C.R.; Zilberman, D., (1992). Pesticides and Worker Safety. *American Journal of Agricultural Economics*, 74 (1): 68-78. <https://doi.org/10.2307/1242991>
- Harwood, J.; Heifner, R.; Coble, K.; Perry, J.; Somwaru, A., (1999). *Managing Risk in Farming: Concepts, Research, and Analysis*: USDA, Agricultural Economic Report, (AER 774), 130 p. <https://www.ers.usda.gov/publications/pub-details/?pubid=40971>
- Havet, A.; Coquil, X.; Fiorelli, J.L.; Gibon, A.; Martel, G.; Roche, B.; Ryschawy, J.; Schaller, N.; Dedieu, B., (2014). Review of livestock farmer adaptations to increase forages in crop rotations in western France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190: 120-127.
- Heckelei, T.; Britz, W.; Zhang, Y., (2012). Positive mathematical programming approaches—recent developments in literature and applied modelling. *Bio-based and Applied Economics*, 1 (1): 109-124. <https://doi.org/10.13128/BAE-10567>
- Hellerstein, D.; Higgins, N.; Horowitz, J., (2013). The predictive power of risk preference measures for farming decisions. *European Review of Agricultural Economics*, 40 (5): 807-833. <https://doi.org/10.1093/erae/jbs043>
- Hendricks, N.P.; Smith, A.; Sumner, D.A., (2014). Crop Supply Dynamics and the Illusion of Partial Adjustment. *American Journal of Agricultural Economics*, 1996 (5): 1469-1491. <https://doi.org/10.1093/ajae/aau024>
- Hennessy, D.A., (2006). On Monoculture and the Structure of Crop Rotations. *American Journal of Agricultural Economics*, 88 (4): 900-914. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8276.2006.00905.x>
- Hermann, D.; Mußhoff, O.; Agethen, K., (2016). Investment behavior and status quo bias of conventional and organic hog farmers: An experimental approach. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 31 (4): 318-329. <https://doi.org/10.1017/S1742170515000265>
- Hester, S.M.; Cacho, O., (2003). Modelling apple orchard systems. *Agricultural Systems*, 77 (2): Modelling apple orchard systems. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(02\)00106-3](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(02)00106-3)
- Higgins, N.; Hellerstein, D.; Wallander, S.; Lynch, L., (2017). *Economic Experiments for Policy Analysis and Program Design: A Guide for Agricultural Decisionmakers*. Washington: USDA, Economic Research Report, 55.
- Holmes, T.J.; Lee, S., (2012). Economies of density versus natural advantage: crop choice on the back forty. *Review of Economics and Statistics*, 94 (1): 1-19.
- Holzmeister, F.; Stefan, M., (2021). The risk elicitation puzzle revisited: Across-methods (in)consistency? *Experimental Economics*, 24 (2): 593-616. <https://doi.org/10.1007/s10683-020-09674-8>
- Horowitz, J.K.; Lichtenberg, E., (1994). Risk-reducing and risk-increasing effects of pesticides. *Journal of Agricultural Economics*, 45 (1): 82-89.
- Howitt, R.E., (1995). Positive Mathematical Programming. *American Journal of Agricultural Economics*, 77 (2): 329-342. <https://doi.org/10.2307/1243543>
- Howley, P., (2015). The Happy Farmer: The Effect of Nonpecuniary Benefits on Behavior. *American Journal of Agricultural Economics*, 97 (4): 1072-1086. <https://doi.org/10.1093/ajae/aav020>
- Howley, P.; Buckley, C.; Donoghue, C.O.; Ryan, M., (2015). Explaining the economic 'irrationality' of farmers' land use behaviour: The role of productivist attitudes and non-pecuniary benefits. *Ecological Economics*, 109: 186-193. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.11.015>

- Hubbell, B.J.; Carlson, G.A., (1998). Effects of Insecticide Attributes on Within-Season Insecticide Product and Rate Choices: The Case of U.S. Apple Growers. *American Journal of Agricultural Economics*, 80 (2): 382–396. <https://doi.org/10.2307/1244510>
- Hurley, T.M., (2016). Shock and Awe Pest Management: Time for Change. *Choices*, 31 (4): 1-8. <https://www.choicesmagazine.org/choices-magazine/theme-articles/herbicide/shock-and-awe-pest-management-time-for-change>
- Ikerd, J.E., (1993). The need for a systems approach to sustainable agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 46 (1-4): 147-160. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(93\)90020-P](https://doi.org/10.1016/0167-8809(93)90020-P)
- Inserm, (2021). *Inserm. Pesticides et effets sur la santé : Nouvelles données*. Montrouge. Expertise collective, 1009 p. <https://www.ipubli.inserm.fr/handle/10608/1>
- Iverson, A.L.; Marin, L.E.; Ennis, K.K.; Gonthier, D.J.; Connor-Barrie, B.T.; Remfert, J.L.; Cardinale, B.J.; Perfecto, I., (2014). Do polycultures promote win-wins or trade-offs in agricultural ecosystem services? A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51 (6): 1593-1602. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12334>
- Iyer, P.; Bozzola, M.; Hirsch, S.; Meraner, M.; Finger, R., (2020). Measuring Farmer Risk Preferences in Europe: A Systematic Review. *Journal of Agricultural Economics*, 71 (1): 3-26. <https://doi.org/10.1111/1477-9552.12325>
- Ji, Y.; Rabotyagov, S.; Kling, C.L., (2014). Crop Choice and Rotational Effects: A Dynamic Model of Land Use in Iowa in Recent Years. *American Applied Economics Association Annual Meeting*. Minneapolis. http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/170366/2/AAEA2014_ID4392.pdf
- Joannon, A.; Papy, F.; Martin, P.; Souchere, V., (2005). Planning work constraints within farms to reduce runoff at catchment level. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 111 (1-4): 13-20. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.04.021>
- Johansson, M.; Rahm, J.; Gyllin, M., (2013). Landowners' Participation in Biodiversity Conservation Examined through the Value-Belief-Norm Theory. *Landscape Research*, 38 (3): 295-311. <https://doi.org/10.1080/01426397.2012.673576>
- Just, R.E.; Pope, R.D., (1978). Stochastic specification of production functions and economic implications. *Journal of Econometrics*, 7 (1): 67-86. [https://doi.org/10.1016/0304-4076\(78\)90006-4](https://doi.org/10.1016/0304-4076(78)90006-4)
- Just, R.E.; Pope, R.D., (2001). The agricultural producer: Theory and statistical measurement. In: Gardner, B.L.; Raussler, G.C., eds. *Handbook of agricultural economics. Volume 1A. Agricultural production*. Amsterdam: North-Holland, 12, 629-741. [https://doi.org/10.1016/S1574-0072\(01\)10015-0](https://doi.org/10.1016/S1574-0072(01)10015-0)
- Just, R.E., (2008). Distinguishing preferences from perceptions for meaningful policy analysis. *American Journal of Agricultural Economics*, 90 (5): 1165-1175. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8276.2008.01201.x>
- Just, R.E.; Just, D.R., (2011). Global identification of risk preferences with revealed preference data. *Journal of Econometrics*, 162 (1): 6-17. <https://doi.org/10.1016/j.jeconom.2009.10.004>
- Kabii, T.; Horwitz, P., (2006). A review of landholder motivations and determinants for participation in conservation covenanting programmes. *Environmental Conservation*, 33 (1): 11-20. <https://doi.org/10.1017/S0376892906002761>
- Kahneman, D., (2011). *Thinking, Fast and Slow*. New-York: Farrar, Straus and Giroux, 512 p.
- Kennedy, J.O.S., (1981). An alternative method for deriving optimal fertilizer rates: comment and extension. *Review of Marketing and Agricultural Economics*, 49 (3): 1-7. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.12236>
- Kennedy, J.O.S., (1986). Rules for optimal fertilizer carryover: An alternative explanation. *Review of Marketing and Agricultural Economics*, 54 (2): 1-8. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.12580>
- Knowler, D.; Bradshaw, B., (2007). Farmers' adoption of conservation agriculture: A review and synthesis of recent research. *Food Policy*, 32 (1): 25-48. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2006.01.003>
- Komarek, A.M.; De Pinto, A.; Smith, V.H., (2020). A review of types of risks in agriculture: What we know and what we need to know. *Agricultural Systems*, 178. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102738>
- Koszegi, B.; Rabin, M., (2007). Reference-Dependent Risk Attitudes. *AMERICAN ECONOMIC REVIEW*, 97 (4): 1047-1073. <https://doi.org/10.1257/aer.97.4.1047>

- Koundouri, P.; Laukkanen, M.; Myrre, S.; Nauges, C., (2009). The effects of EU agricultural policy changes on farmers' risk attitudes. *European Review of Agricultural Economics*, 36 (1): 53-77. <https://doi.org/10.1093/erae/jbp003>
- Kremen, C.; Iles, A.; Bacon, C., (2012). Diversified farming systems: an agroecological, systems-based alternative to modern industrial agriculture. *Ecology and Society*, 17 (4). <https://doi.org/10.5751/ES-05103-170444>
- Kremen, C.; Miles, A., (2012). Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems: Benefits, Externalities, and Trade-Offs. *Ecology and Society*, 17 (4). <https://doi.org/10.5751/ES-05035-170440>
- Kurkalova, L.; Kling, C.; Zhao, J.H., (2006). Green subsidies in agriculture: Estimating the adoption costs of conservation tillage from observed behavior. *Canadian Journal of Agricultural Economics / Revue canadienne d'agroeconomie*, 54 (2): 247-267. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7976.2006.00048.x>
- Lapinski, M.K.; Rimal, R.N., (2005). An Explication of Social Norms. *Communication Theory*, 15 (2): 127-147. <https://doi.org/10.1111/j.1468-2885.2005.tb00329.x>
- Läpple, D.; van Rensburg, T., (2011). Adoption of organic farming: Are there differences between early and late adoption? *Ecological Economics*, 70 (7): 1406-1414. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.03.002>
- Läpple, D.; Kelley, H., (2015). Spatial dependence in the adoption of organic drystock farming in Ireland. *European Review of Agricultural Economics*, 42 (2): 315-337. <https://doi.org/10.1093/erae/jbu024>
- Larédo, P.; Hocdé, A., (2014). *Variétés rustiques et itinéraires techniques économes en intrants*: ASIRPA.
- Le Bail, M.; Meynard, J.M., (2003). Yield and protein concentration of spring malting barley: the effects of cropping systems in the Paris Basin (France). *Agronomie*, 23 (1): 13-27. <https://doi.org/10.1051/agro:2002029>
- Lechenet, M.; Dessaint, F.; Py, G.; Makowski, D.; Munier-Jolain, N., (2017). Reducing pesticide use while preserving crop productivity and profitability on arable farms. *Nature Plants*, 3 (3): 6 p.
- Lence, S.H., (2009). Joint Estimation of Risk Preferences and Technology: Flexible Utility or Futility. *American Journal of Agricultural Economics*, 91 (3): 581-598. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8276.2009.01274.x>
- Leroux, B., (2013). Devenir agriculteur biologique. Approche des processus de (re)conversions socioprofessionnelles. *Regards sociologiques*, (45-46): 233-246. <https://www.regards-sociologiques.fr/n45-46-2013-14>
- Lichtenberg, E.; Zilberman, D., (1986). The Econometrics of Damage Control: Why Specification Matters. *American Journal of Agricultural Economics*, 68 (2): 261-273. <https://doi.org/10.2307/1241427>
- Lichtenberg, E.; Zimmerman, R., (1999). Adverse Health Experiences, Environmental Attitudes, and Pesticide Usage Behavior of Farm Operators. *Risk Analysis*, 19 (2): 283-294. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.1999.tb00405.x>
- Lichtenberg, E., (2002). Agriculture and the environment. In: Gardner, B.L.; Rausser, G.C., eds. *Agriculture and its External Linkages*. Elsevier, 23, 1213-1686. [https://doi.org/10.1016/S1574-0072\(02\)10005-3](https://doi.org/10.1016/S1574-0072(02)10005-3)
- Lichtenberg, E., (2004). Some hard truths about agriculture and the environment. *Agricultural and Resource Economics Review*, 33 (1): 24 - 33. <https://doi.org/10.1017/S106828050000561X>
- Lin, B.B., (2011). Resilience in Agriculture through Crop Diversification: Adaptive Management for Environmental Change. *Bioscience*, 61 (3): 183-193. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.3.4>
- Liu, E.M.; Huang, J., (2013). Risk preferences and pesticide use by cotton farmers in China. *Journal of Development Economics*, 103: 202-215. <https://doi.org/10.1016/j.jdeveco.2012.12.005>
- Liu, X.; Lehtonen, H.; Puroila, T.; Pavlova, Y.; Rotter, R.; Palosuo, T., (2016). Dynamic economic modelling of crop rotations with farm management practices under future pest pressure. *Agricultural Systems*, 144: 65-76.
- Liu, K.; Johnson, E.N.; Blackshaw, R.E.; Hossain, Z.; Gan, Y., (2019). Improving the productivity and stability of oilseed cropping systems through crop diversification. *Field Crops Research*, 237: 65-73. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.03.020>
- Livingston, M.; Roberts, M.J.; Zhang, Y., (2015). Optimal Sequential Plantings of Corn and Soybeans Under Price Uncertainty. *American Journal of Agricultural Economics*, 97 (3): 855-878. <https://doi.org/10.1093/ajae/aau055>
- Lohr, L.; Park, T.; Higley, L., (1999). Farmer risk assessment for voluntary insecticide reduction. *Ecological Economics*, 30 (1): 121-130. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(98\)00103-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00103-7)

- Loyce, C.; Meynard, J.M., (1997). Low input wheat management techniques are more efficient in ethanol production. *Industrial Crops and Products*, 6 (3-4): 271-283. [https://doi.org/10.1016/S0926-6690\(97\)00018-6](https://doi.org/10.1016/S0926-6690(97)00018-6)
- Loyce, C.; Meynard, J.M.; Bouchard, C.; Rolland, B.; Lonnet, P.; Bataillon, P.; Bernicot, M.H.; Bonnefoy, M.; Charrier, X.; Debote, B.; Darnarquet, T.; Duperrier, B.; Felix, I.; Heddadj, D.; Leblanc, O.; Leleu, M.; Mangin, P.; Meausoone, M.; Doussinault, G., (2008). Interaction between cultivar and crop management effects on winter wheat diseases, lodging, and yield. *Crop Protection*, 27 (7): 1131-1142. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2008.02.001>
- Loyce, C.H.; Meynard, J.-M.; Bouchard, C.; Rolland, B.; Lonnet, P.; Bataillon, P.; Bernicot, M.-H.; Bonnefoy, M.; Charrier, X.; Debote, B., (2012). Growing winter wheat cultivars under different management intensities in France: A multicriteria assessment based on economic, energetic and environmental indicators. *Field Crops Research*, 125: 167-178. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.08.007>
- Maggio, G.; Sitko, N.J.; Ignaciuk, A., (2018). *Cropping system diversification in Eastern and Southern Africa: Identifying policy options to enhance productivity and build resilience*. Rome: FAO, Agricultural Development Economics Policy Working Paper.
- Malezieux, E.; Crozat, Y.; Dupraz, C.; Laurans, M.; Makowski, D.; Ozier-Lafontaine, H.; Rapidel, B.; de Tourdonnet, S.; Valantin-Morison, M., (2009). Mixing plant species in cropping systems: concepts, tools and models. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29: 43-62. <https://doi.org/10.1051/agro:2007057>
- Malle, B.F., (2011). Attribution Theories: How People Make Sense of Behavior. In: Chadee, D., ed. *Theories in Social Psychology*. Wiley-Blackwell, 3, 72-95. <https://www.wiley.com/en-us/Theories+in+Social+Psychology-p-9781444331233>
- Manski, C.F., (2004). Measuring expectations. *Econometrica*, 72 (5): 1329-1376. <https://doi.org/10.1111/j.1468-0262.2004.00537.x>
- Marie, M.; Bensaid, A.; Delahaye, D., (2009). Le rôle de la distance dans l'organisation des pratiques et des paysages agricoles : l'exemple du fonctionnement des exploitations laitières dans l'arc atlantique. *Cybergeo: 1-20*. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.22366>
- Marr, E.J.; Howley, P., (2019). The accidental environmentalists: Factors affecting farmers' adoption of pro-environmental activities in England and Ontario. *Journal of Rural Studies*, 68: 100-111.
- Mata, R.; Frey, R.; Richter, D.; Schupp, J.; Hertwig, R., (2018). Risk Preference: A View from Psychology. *Journal of Economic Perspectives*, 32 (2): 155-172. <https://doi.org/10.1257/jep.32.2.155>
- McCown, R.L., (2002). Changing systems for supporting farmers' decisions: problems, paradigms, and prospects. *Agricultural Systems*, 74 (1): 179-220. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(02\)00026-4](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(02)00026-4)
- Menapace, L.; Colson, G.; Raffaelli, R., (2016). A comparison of hypothetical risk attitude elicitation instruments for explaining farmer crop insurance purchases. *European Review of Agricultural Economics*, 43 (1): 113-135. <https://doi.org/10.1093/erae/jbv013>
- Meynard, J.M., (1991). Pesticides et itinéraires techniques. In: P, B.; C, D.; A, D., eds. *Phytoprotecteurs, Protection des plantes, Biopesticide*. Versailles: INRA (Un point sur...).
- Meynard, J.M.; Messéan, A.; Charlier, A.; Charrier, F.; Farès, M.; Le Bail, M.; Magrini, M.B.; Savini, S.; Réchauchère, O., (2013). *Crop diversification: obstacles and levers. Study of farms and supply chains*, 59.
- Möhring, N.; Bozzola, M.; Hirsch, S.; Finger, R., (2020). Are pesticides risk decreasing? The relevance of pesticide indicator choice in empirical analysis. *Agricultural Economics*, 51 (3): 429-444. <https://doi.org/10.1111/agec.12563>
- Möhring, N.; Ingold, K.; Kudsk, P.; Martin-Laurent, F.; Niggli, U.; Siegrist, M.; Studer, B.; Walter, A.; Finger, R., (2020). Pathways for advancing pesticide policies. *Nature Food*, 1 (9): 535-540. <https://doi.org/10.1038/s43016-020-00141-4>
- Moore, M.R.; Negri, D.H., (1992). A MULTICROP PRODUCTION-MODEL OF IRRIGATED AGRICULTURE, APPLIED TO WATER ALLOCATION POLICY OF THE BUREAU-OF-RECLAMATION. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 17 (1): 29-43.
- Moore, M.R.; Dinar, A., (1995). WATER AND LAND AS QUANTITY-RATIONED INPUTS IN CALIFORNIA AGRICULTURE - EMPIRICAL TESTS AND WATER POLICY IMPLICATIONS. *Land Economics*, 71 (4): 445-461. <https://doi.org/10.2307/3146710>

- Moschini, G.; Hennessy, D.A., (2001). Uncertainty, risk aversion, and risk management for agricultural producers. In: Gardner, B.L.; Rausser, G.C., eds. *Handbook of Agricultural Economics: Agricultural Production*. Londres (GBR): Elsevier (Handbooks in Economics) 2, 87-153. <https://www.sciencedirect.com/handbook/handbook-of-agricultural-economics/vol/1/part/PA>
- Mundlak, Y.M., (1961). Empirical Production Function Free of Management Bias. *Journal of Farm Economics*, 43 (1): 44-56. <https://doi.org/10.2307/1235460>
- Mzoughi, N., (2011). Farmers adoption of integrated crop protection and organic farming: Do moral and social concerns matter? *Ecological Economics*, 70 (8): 1536-1545. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.03.016>
- Navarrete, M.; Le Bail, M., (2007). SALADPLAN: a model of the decision-making process in lettuce and endive cropping. *Agronomy for Sustainable Development*, 27 (3): 209-221. <https://doi.org/10.1051/agro:2007009>
- Nave, S.; Jacquet, F.; Jeuffroy, M.-H., (2013). Why wheat farmers could reduce chemical inputs: evidence from social, economic, and agronomic analysis. *Agronomy for Sustainable Development*, 33 (4): 795-807. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0144-y>
- Nevo, A.; Oad, R.; Podmore, T.H., (1994). An integrated expert system for optimal crop planning. *Agricultural Systems*, 45 (1): 73-92. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(94\)90281-X](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(94)90281-X)
- Oskam, A.J.; van Zeijts, H.; Thijssen, G.J.; Wossink, G.A.A.; Vijftigschild, R.A.N., (1992). *Pesticide use and pesticide policy in the Netherlands*. <https://edepot.wur.nl/290031>
- Oskam, A.J.; Vijftigschild, R.A.N.; C., G., (1997). *Additional EU policy instrument for plant protection products. Report within the second phase of the programme: Possibilities for the future EC environmental policy on plant protection products*. Report to the European Commission.
- Ozarem, P.F.; Miranowski, J.A., (1994). Dynamic Model of Acreage Allocation with General and Crop-Specific Soil Capital. *American Journal of Agricultural Economics*, 73: 385-395. <https://doi.org/10.2307/1243651>
- Pannell, D.J.; Malcolm, B.; Kingwell, R.S., (2000). Are we risking too much? Perspectives on risk in farm modelling. *Agricultural Economics*, 23 (1): 69-78. <https://doi.org/10.1111/j.1574-0862.2000.tb00084.x>
- Papy, F., (2000). Farm models and decision support: a summary review. In: Colin; Crawford, eds. *Research on agricultural systems: accomplishments, perspectives and issues*. New York: Nova Science Publishers, 89-107.
- Pavlis, E.S.; Terkenli, T.S.; Kristensen, S.B.P.; Busck, A.G.; Cosor, G.L., (2016). Patterns of agri-environmental scheme participation in Europe: Indicative trends from selected case studies. *Land Use Policy*, 57: 800-812. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.09.024>
- Pedersen, A.B.; Nielsen, H.Ø.; Andersen, M.S., (2015). The Danish Pesticide Tax. In: Lago M, M.J.G.C.D.G.M.A., ed. *Use of Economic Instruments in Water Policy*. Cham: Springer (Global Issues in Water Policy). https://doi.org/10.1007/978-3-319-18287-2_6
- Pedersen, A.B.; Nielsen, H.Ø.; Daugbjerg, C., (2020). Environmental policy mixes and target group heterogeneity: analysing Danish farmers' responses to the pesticide taxes. *Journal of Environmental Policy & Planning*, 22 (5): 608-619. <https://doi.org/10.1080/1523908X.2020.1806047>
- Pedroni, A.; Frey, R.; Bruhin, A.; Dutilh, G.; Hertwig, R.; Rieskamp, J., (2017). The risk elicitation puzzle. *Nature Human Behaviour*, 1 (11): 803-809. <https://doi.org/10.1038/s41562-017-0219-x>
- Pennings, J.M.E.; Garcia, P., (2001). Measuring producers' risk preferences: A global risk-attitude construct. *American Journal of Agricultural Economics*, 83 (4): 993-1009. <https://doi.org/10.1111/0002-9092.00225>
- Perry, E.D.; Ciliberto, F.; Hennessy, D.A.; Moschini, G., (2016). Genetically Engineered Crops and Pesticide Use in US Maize and Soybeans. *Science Advances*, 2 (8): 8 p. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600850>
- Perry, E.D.; Moschini, G.; Hennessy, D.A., (2016). Testing for Complementarity: Glyphosate Tolerant Soybeans and Conservation Tillage. *American Journal of Agricultural Economics*, 98 (3): 765-784. <https://doi.org/10.1093/ajae/aaw001>
- Prager, D.; Burns, C.; Tulman, S.; MacDonald, J., (2020). *Farm Use of Futures, Options, and Marketing Contracts: USDA - Economic Research Service, Economic Information Bulletin*, 39 p. <https://www.ers.usda.gov/webdocs/publications/99518/eib-219.pdf?v=1314.6>

- Prokopy, L.S.; Floress, K.; Klotthor-Weinkauff, D.; Baumgart-Getz, A., (2008). Determinants of agricultural best management practice adoption: Evidence from the literature. *Journal of Soil and Water Conservation*, 63 (5): 300-311. <https://doi.org/10.2489/jswc.63.5.300>
- Quiggin, J.C., (1982). A Theory of Anticipated Utility. *Journal of Economic Behavior & Organization*, 3 (4): 323-343. [https://doi.org/10.1016/0167-2681\(82\)90008-7](https://doi.org/10.1016/0167-2681(82)90008-7)
- Quiggin, J.C.; Karagiannis, G.; Stanton, J., (1993). Crop insurance and crop production: an empirical study of moral hazard and adverse selection. *Australian Journal of Agricultural Economics*, 37 (2): 95-113. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8489.1993.tb00531.x>
- Ratnadass, A.; Fernandes, P.; Avelino, J.; Habib, R., (2012). Plant species diversity for sustainable management of crop pests and diseases in agroecosystems: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32 (1): 273-303. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0022-4>
- Reynaud, A., (2009). Adaptation à court et à long terme de l'agriculture au risque de sécheresse : une approche par couplage de modèles biophysiques et économiques. *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement*, 90 (2): 121-154.
- Rounsevell, M.D.A.; Annetts, J.E.; Audsley, E.; Mayr, T.; Reginster, I., (2003). Modelling the spatial distribution of agricultural land use at the regional scale. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 95 (2-3): 465-479. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00217-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00217-7)
- Salassi, M.E.; Deliberto, M.A.; Guidry, K.M., (2013). Economically optimal crop sequences using risk-adjusted network flows: Modelling cotton crop rotations in the Southeastern. *Agricultural Systems*, 118: 33-40. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2013.02.006>
- Schimmelpfennig, D.; Ebel, R., (2016). Sequential Adoption and Cost Savings from Precision Agriculture. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 41 (1): 97-115. <https://www.jstor.org/stable/44131378>
- Schimmelpfennig, D., (2018). CROP PRODUCTION COSTS, PROFITS, AND ECOSYSTEM STEWARDSHIP WITH PRECISION AGRICULTURE. *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 50 (1): 81-103. <https://doi.org/10.1017/aae.2017.23>
- Schmidtnr, E.; Lippert, C.; Engler, B.; Haering, A.M.; Aurbacher, J.; Dabbert, S., (2012). Spatial distribution of organic farming in Germany: does neighbourhood matter? *European Review of Agricultural Economics*, 39 (4): 661-683. <https://doi.org/10.1093/erae/jbr047>
- Schott, C.; Mignolet, C.; Meynard, J.M., (2010). Les oléoprotéagineux dans les systèmes de culture: évolution des assolements et des successions culturales depuis les années 1970 dans le bassin de la Seine. *OCL Oilseeds and fats crops and lipids*, 17 (5): 276-291.
- Sébillote, M., (1978). Itinéraires techniques et évolution de la pensée agronomique. *Comptes-Rendus de l'Académie d'Agriculture*, 64: 906-913.
- Sebillote, M., (1990). Système de culture, un concept opératoire pour les agronomes. In: Combe, L.; Picard, D., eds. *Les systèmes de culture*. Paris: Inra, 165-196.
- Sebillote, M.; Soler, L.G., (1990). Les processus de décision des agriculteurs. In: Brossier; Vissac; Lemoigne, eds. *Modélisation systémique et systèmes agraires*. INRA, 93-101.
- Serra, T.; Zilberman, D.; Goodwin, B.K.; Featherstone, A., (2006). Effects of decoupling on the mean and variability of output. *European Review of Agricultural Economics*, 33 (3): 269-288. <https://doi.org/10.1093/erae/jbl014>
- Serra, T.; Zilberman, D.; Gil, J.M., (2008a). Differential uncertainties and risk attitudes between conventional and organic producers: the case of Spanish arable crop farmers. *Agricultural Economics*, 39 (2): 219-229. <https://doi.org/10.1111/j.1574-0862.2008.00329.x>
- Serra, T.; Zilberman, D.; Gil, J.M., (2008b). Farms' technical inefficiencies in the presence of government programs. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 52 (1): 57-76. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8489.2008.00412.x>
- Sexton, S.E.; Lei, Z.; Zilberman, D., (2007). The Economics of Pesticides and Pest Control. *International Review of Environmental and Resource Economics*, 1 (3): 271-326. <https://doi.org/10.1561/101.00000007>
- Sheeder, R.J.; Lynne, G.D., (2011). Empathy-Conditioned Conservation: "Walking in the Shoes of Others" as a Conservation Farmer. *Land Economics*, 87 (3): 433-452. <https://doi.org/10.3368/le.87.3.433>

- Singer, P., (1997). *How are we to Live: Ethics in an Age of Self-interest*. Oxford: Oxford University Press, 336 p.
- Skevas, T.; Lansink, A.G.J.M.O.; Stefanou, S.E., (2013). Designing the emerging EU pesticide policy: A literature review. *NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences*, 64-65: 95-103. <https://doi.org/10.1016/j.njas.2012.09.001>
- Slimi, C.; Prost, M.; Cerf, M.; Prost, L., (2021). Exchanges among farmers? collectives in support of sustainable agriculture: From review to reconceptualization. *Journal of Rural Studies*, 83: 268-278. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2021.01.019>
- Smith, V.H.; Goodwin, B.K., (1996). Crop Insurance, Moral Hazard, and Agricultural Chemical Use. *American Journal of Agricultural Economics*, 78 (2): 428-438. <https://doi.org/10.2307/1243714>
- Smith, E.G.; Kutcher, H.R.; Brandt, S.A.; Ulrich, D.; Malhi, S.S.; Johnston, A.M., (2013). The profitability of short-duration canola and pea rotations in western Canada. *Canadian Journal of Plant Science*, 93 (5): 933-940. <https://doi.org/10.4141/CJPS2013-021>
- Sodjahin, I.H.R.; Femenia, F.; Koutchadé, O.P.; Carpentier, A.; Gohin, A., (2020). *Estimation of crop rotation effects based on farm accountancy data*, EU H2020 DiverImpacts, 20.
- Soulard, C.-T.; Morlon, P.; Chevignard, N., (2005). Le schéma d'organisation territoriale de l'exploitation agricole. Un outil dans l'étude des relations agriculture-environnement. 2. *entretiens du Pradel*. Le Pradel. L'Harmattan. <https://hal.inrae.fr/hal-02764390>
- Stonehouse, D.P.; de Vos, G.W.; Weersink, A., (2002). Livestock manure systems for swine finishing enterprises. *Agricultural Systems*, 73 (3): 279-296. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(01\)00082-8](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(01)00082-8)
- Swinton, S.M.; Van Deynze, B., (2017). Hoes to Herbicides: The Economics of Evolving Weed Management in the United States. *The European Journal of Development Research volume*, 29 (3): 560-574. <https://doi.org/10.1057/s41287-017-0077-4>
- Tegene, A.; Huffman, W.E.; Miranowski, J.A., (1988). Dynamic Corn Supply Functions: A Model with Explicit Optimization. *American Journal of Agricultural Economics*, 70 (1): 103-111. <https://doi.org/10.2307/1241980>
- Tey, Y.S.; Li, E.; Bruwer, J.; Abdullah, A.M.; Brindal, M.; Radam, A.; Ismail, M.M.; Darham, S., (2017). Factors influencing the adoption of sustainable agricultural practices in developing countries: a review. *Environmental Engineering and Management Journal*, 16 (2): 337-349. <http://omicron.ch.tuiasi.ro/EEMJ/>
- Thenail, C.; Baudry, J., (2004). Variation of farm spatial land use pattern according to the structure of the hedgerow network (bocage) landscape: a case study in northeast Brittany. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 101 (1): 53-72. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00199-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00199-3)
- Thiessen Martens, J.R.; Entz, M.H.; Wonneck, M.D., (2015). Review: Redesigning Canadian prairie cropping systems for profitability, sustainability, and resilience. *Canadian Journal of Plan Science*, 95 (6): 1049-1072. <https://doi.org/10.4141/cjps-2014-173>
- Thomas, A., (2003). A Dynamic Model of On-Farm Integrated Nitrogen Management. *European Review of Agricultural Economics*, 30 (4): 439-460. <https://doi.org/10.1093/erae/30.4.439>
- Tonsor, G.T., (2018). Producer Decision Making under Uncertainty: Role of Past Experiences and Question Framing. *American Journal of Agricultural Economics*, 100 (4): 1120-1135. <https://doi.org/10.1093/ajae/aay034>
- Tversky, A.; Kahneman, D., (1992). Advances in prospect theory: Cumulative representation of uncertainty. *Journal of Risk and Uncertainty*, 5 (4): 297-323. <https://doi.org/10.1007/BF00122574>
- Vavra, P.; Colman, D., (2003). The analysis of UK crop allocation at the farm level: implications for supply response analysis. *Agricultural Systems*, 76 (2): 697-713. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(02\)00075-6](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(02)00075-6)
- Wakker, P.P., (2010). *Prospect Theory for Risk and Ambiguity*. Cambridge: Cambridge University Press, 518 p.
- Walter, A.; Finger, R.; Huber, R.; Buchmann, N., (2017). Opinion: Smart farming is key to developing sustainable agriculture. 114: 6148-6150. <https://doi.org/10.1073/pnas.1707462114>
- Wechsler, S.J.; McFadden, J.R.; Smith, D.J., (2018). What do farmers' weed control decisions imply about glyphosate resistance? Evidence from surveys of US corn fields. *Pest Management Science*, 74 (5): 1143-1154. <https://doi.org/10.1002/ps.4598>
- Willock, J.; Deary, I.J.; Edwards-Jones, G.; Gibson, G.J.; McGregor, M.J.; Sutherland, A.; Dent, J.B.; Morgan, O.; Grieve, R., (1999). The role of attitudes and objectives in farmer decision making: Business and environmentally-

oriented behaviour in Scotland. *Journal of Agricultural Economics*, 50 (2): 286-303.
<https://doi.org/10.1111/j.1477-9552.1999.tb00814.x>

Yeboah, F.K.; Lupi, F.; Kaplowitz, M.D., (2015). Agricultural landowners' willingness to participate in a filter strip program for watershed protection. *Land Use Policy*, 49: 75-85.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.07.016>

Zellner, A.; Kmenta, J.; Dreze, J., (1966). Specification and Estimation of Cobb-Douglas Production Function Models. *Econometrica*, 34 (4): 784-795. <https://doi.org/10.2307/1910099>

Zentner, R.P.; Wall, D.D.; Nagy, C.N.; Smith, E.G.; Young, D.L.; Miller, P.R.; Campbell, C.A.; McConkey, B.G.; Brandt, S.A.; Lafond, G.P.; Johnston, A.M.; Derksen, D.A., (2002). Economics of Crop Diversification and Soil Tillage Opportunities in the Canadian Prairies. *Agronomy Journal*, 94 (2): 216-230.
<https://doi.org/10.2134/agronj2002.2160>

Zentner, R.P.; Basnyat, P.; Brandt, S.A.; Thomas, A.G.; Ulrich, D.; Campbell, C.A.; Nagy, C.N.; Frick, B.; Lemke, R.; Malhi, S.S.; Olfert, O.O.; Fernandez, M.R., (2011). Effects of input management and crop diversity on economic returns and riskiness of cropping systems in the semi-arid Canadian prairie. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 26 (3): 208-223. <https://doi.org/10.1017/S174217051000059>

Section 2.2

Abdourahman Djama, I., (2013). *La sélection participative : un mode alternatif d'innovation environnementale en agriculture : trois essais en économie*. Sciences Economiques. Université de Grenoble 2, Grenoble.

Abecassis, J.; Bergez, J.-E., (2009). *Les Filières Céréalières: Organisation et Nouveaux Défis*. Versailles: Quae (Hors collection), 184 p.

Agreste, (2019). Pratiques Culturelles En Grandes Cultures 2017. IFT et Nombre de Traitements. *Agreste Chiffres et Données*, (2019-3): 30 p. <https://www.agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Chd1903/cd2019-3%20PK%20%20janvier%202020%20v2.pdf>

Akerlof, G.A., (1970). The Market for 'Lemons': Quality Uncertainty and the Market Mechanism. *The Quarterly Journal of Economics*, 84 (3): 488-500. <https://doi.org/10.2307/1879431>

Alston, J.M.; Venner, R.J., (2002). The effects of the US Plant Variety Protection Act on wheat genetic improvement. *Research Policy*, 31 (4): 527-542. [https://doi.org/10.1016/S0048-7333\(01\)00123-8](https://doi.org/10.1016/S0048-7333(01)00123-8)

Ambec, S.; Langinier, C.; Lemarie, S., (2008). Incentives to reduce crop trait durability. *American Journal of Agricultural Economics*, 90 (2): 379-391. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8276.2007.01110.x>

AXEMA, (2021). *Rapport économique 2021*. Paris: Axema, 84 p.
https://www.axema.fr/sites/default/files/media/documents/2022-02/Rapport%20%C3%A9conomique%202021_VEF_FR_HD-min.pdf

Barham, E., (2003). Translating terroir: the global challenge of French AOC labeling. *Journal of Rural Studies*, 19 (1): 127-138. [https://doi.org/10.1016/S0743-0167\(02\)00052-9](https://doi.org/10.1016/S0743-0167(02)00052-9)

Barham, B.L.; Chavas, J.-P.; Fitz, D.; Schechter, L., (2018). Receptiveness to Advice, Cognitive Ability, and Technology Adoption. *Journal of Economic Behavior & Organization*, 149: 239-268.
<https://doi.org/10.1016/j.jebo.2017.12.025>

BASIC, (2021). *Analyse de la création de valeur et des coûts cachés des pesticides de synthèse*. Paris, 143 p.
https://lebasic.com/wp-content/uploads/2021/11/BASIC_Etude-Creation-de-Valeur-et-Couts-Societaux-Pesticides_20211125.pdf

Bernard de Raymond, A.; Bonnaud, L.; Plessz, M., (2013). Les fruits et légumes dans tous leurs états. La variabilité, la périssabilité et la saisonnalité au coeur des pratiques sociales. *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement*, 94 (1): 3-12. https://www.persee.fr/doc/reae_1966-9607_2013_num_94_1_1771

Bertrand, C.; Malausa, T.; Nicot, P., (2020). Le défi du déploiement du biocontrôle. In: Fauvergue, X.; Rusch, A.; Barret, M.; Bardin, M.; Jacquin-Joly, E.; Malausa, T.; Lannou, C., eds. *Biocontrôle : Éléments pour une protection agroécologique des cultures*. Versailles: Quae, 18.

- Bonny, S., (2017). Corporate Concentration and Technological Change in the Global Seed Industry. *Sustainability*, 9 (9): 25 p. <https://doi.org/10.3390/su9091632>
- Bonroy, O., (2006). Le standard de qualité minimale est-il un instrument socialement optimal ? *Revue Economique*, 57 (2006/1): 35-53.
- Boulestreau, Y.; Casagrande, M.; Navarrete, M., (2021). Analyzing barriers and levers for practice change: a new framework applied to vegetables' soil pest management. *Agronomy for Sustainable Development*, (41). <https://doi.org/10.1007/s13593-021-00700-4>
- Brunier, S., (2016). The Work of Agricultural Advisers: Between Technical Instruction and Political Mobilisation (1950-1990). *Sociologie du Travail*, 58: e21-e40. <https://doi.org/10.1016/j.soctra.2016.09.021>
- Cameron, L.A., (1999). The Importance of Learning in the Adoption of High-Yielding Variety Seeds. *American Journal of Agricultural Economics*, 81 (1): 83-94. <https://doi.org/10.2307/1244452>
- Charlot, S.; Dridi, C.; Lemarié, S., (2015). Market size and innovation: An application to the French seed market for large crops. *2015 AAEA & WAEA Joint Annual Meeting*. San Francisco, 18 p. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.205520>
- Chavas, J.-P.; Nauges, C., (2020). Uncertainty, Learning, and Technology Adoption in Agriculture. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 42 (1): 42-53. <https://doi.org/10.1002/aep.13003>
- Ciliberto, F.; Moschini, G.; Perry, E.D., (2019). Valuing product innovation: genetically engineered varieties in US corn and soybeans. *Rand Journal of Economics*, 50 (3): 615-644. <https://doi.org/10.1111/1756-2171.12290>
- Compagnone, C.; Goulet, F.; Labarthe, P., (2015). *Conseil privé en agriculture : Acteurs, pratiques et marché*. Versailles: Editions Quae (Sciences en partage).
- Compagnone, C.; Simon, B., (2018). Cooperation and competition among agricultural advisory service providers. The case of pesticides use. *Journal of Rural Studies*, 59: 10-20. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2018.01.006>
- David, P.A., (1985). Clio and the Economics of QWERTY. *AMERICAN ECONOMIC REVIEW*, 75 (2): 332-337. <https://www.jstor.org/stable/1805621>
- Deconinck, K., (2019). New evidence on concentration in seed markets. *Global Food Security*, 23: 135-138. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2019.05.001>
- Deconinck, K., (2020). Concentration in Seed and Biotech Markets: Extent, Causes, and Impacts. *Annual Review of Resource Economics*, 12: 129-147. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-102319-100751>
- Dhiab, H.; Labarthe, P.; Laurent, C., (2020). How the performance rationales of organisations providing farm advice explain persistent difficulties in addressing societal goals in agriculture. *Food Policy*, 95. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2020.101914>
- Dinar, A., (1996). Extension commercialization: How much to charge for extension services. *American Journal of Agricultural Economics*, 78 (1): 1-12. <https://doi.org/10.2307/1243773>
- Fadhuile-Crépy, A., (2014). *Concurrence et Différenciation Des Produits Sur Le Marché Des Pesticides: Une Analyse Empirique Sur Données Françaises*. Economie et Finance. École doctorale des sciences économiques et gestion, sciences de l'information et de la communication, Paris 2, Paris. <https://hdl.handle.net/10670/1.clavvz>
- Fares, M.; Magrini, M.-B.; Triboulet, P., (2012). Transition agroécologique, innovation et effets de verrouillage : le rôle de la structure organisationnelle des filières. *Cahiers Agricultures*, 21 (1): 34-45. <https://doi.org/10.1684/agr.2012.0539>
- FFCAT, (2009). Le secteur coopératif de collecte-approvisionnement de céréales. Coop. de France métiers du grain. 20 p.
- Filippi, M.; Triboulet, P., (2011). Alliances et formes de contrôle dans la coopération agricole. *Revue d'Économie Industrielle*, (133): 57-78. <https://doi.org/10.4000/rei.4952>
- Foster, A.D.; Rosenzweig, M.R., (2010). Microeconomics of Technology Adoption. *Annual Review of Economics*, 2: 395-424. <https://doi.org/10.1146/annurev.economics.102308.124433>
- Frey, K.J., (1996). *National Plant Breeding Study I: Human and Financial Resources Devoted to Plant Breeding Research and Development In the United States in 1994*: Iowa State University, 25 p. <https://www.nifa.usda.gov/sites/default/files/resource/National%20Plant%20Breeding%20Study%20-1.pdf>

- Fugerey-Scarbel, A.; Lemarié, S., (2013). Evolution de l'organisation de la recherche et du secteur des semences. *Sélectionneur Français*, (64): 23-34. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01144529>
- Fuglie, K.O.; Schimmelpfennig, D.E., (2008). *Public-Private Collaboration in Agricultural Research: New Institutional Arrangements and Economic Implications*. Wiley-Blackwell, 376 p.
- Fuglie, K.O.; Heisey, P.W.; King, J.L.; Pray, C.E.; Day-Rubenstein, K.; Schimmelpfennig, D.; Ling Wang, S.; Karmarkar-Deshmukh, R., (2011). *Research Investments and Market Structure in the Food Processing, Agricultural Input, and Biofuel Industries Worldwide*. Washington: USDA, Economic Research Report, 147 p.
- Fuglie, K.O.; Toole, A.A., (2014). The Evolving Institutional Structure of Public and Private Agricultural Research. *American Journal of Agricultural Economics*, 96 (3): 862-883. <https://doi.org/10.1093/ajae/aat107>
- Garforth, C.; Angell, B.; Archer, J.; Green, K., (2003). Fragmentation or creative diversity? Options in the provision of land management advisory services. *Land Use Policy*, 20 (4): 323-333. [https://doi.org/10.1016/S0264-8377\(03\)00035-8](https://doi.org/10.1016/S0264-8377(03)00035-8)
- Giard, V., (2003). *Gestion de La Production et Des Flux*. Paris: Economica, 1230 p.
- Gohin, A.; Carpentier, A.; Koutchadé, P.; Bareille, F., (2015). *Amélioration de la représentation de l'offre agricole dans les modèles macroéconomiques - Rapport final*. Angers: Ademe, 112 p. <https://www.ademe.fr/amelioration-representation-loffre-agricole-modeles-macroeconomiques>
- Goulet, F.; Le Velly, R., (2013). Comment vendre un produit incertain ? Activités de détachement et d'attachement d'une firme d'agrofourniture. *Sociologie du Travail*, 55 (3): 369-386. <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00856222>
- Goulet, F., (2017). Explorer et partager. Les expériences de réduction des pesticides dans une revue professionnelle agricole. *Economie Rurale*, (359): 103-120. <https://doi.org/10.4000/economierurale.5213>
- Graff, G.D.; Rausser, G.C.; Small, A.A., (2003). Agricultural biotechnology's complementary intellectual assets. *The Review of Economics and Statistics*, 85 (2): 349-363. <https://doi.org/10.1162/003465303765299864>
- Hannachi, M.; Coléno, F.-C.; Assens, C., (2010). La collaboration entre concurrents pour gérer le bien commun : le cas des entreprises de collecte et de stockage de céréales d'Alsace. *Annales des Mines - Gérer et comprendre*, 2010/3 (101): 16-25. <https://doi.org/10.3917/geco.101.0016>
- Hannachi, M., (2011). *La coopération au service du bien commun. Les stratégies de entreprises de collecte et de stockage de céréales face aux OGM*. Sciences de gestion, Université de Versailles-Saint-Quentin -en-Yvelines, Versailles-Saint-Quentin -en-Yvelines. 303 p.
- Hannachi, M.; Fares, M.h.; Coléno, F., C.; Assens, C., (2020). The "new agricultural collectivism": How cooperatives horizontal coordination drive multi-stakeholders self-organization. *Journal of Co-operative Organization and Management*, 8 (2). <https://doi.org/10.1016/j.jcom.2020.100111>
- Hanson, J.C.; Just, R.E., (2001). The Potential for Transition to Paid Extension: Some Guiding Economic Principles. *American Journal of Agricultural Economics*, 83 (3): 777-784. <https://doi.org/10.1111/0002-9092.00207>
- Hartnell, G., (2016). The Innovation of Agrochemicals: Regulation and Patent Protection. *Research Policy*, 25 (3): 379-395. [https://doi.org/10.1016/0048-7333\(95\)00839-X](https://doi.org/10.1016/0048-7333(95)00839-X)
- Hassan, D.; Monier-Dilhan, S., (2002). Signes de qualité et qualité des signes : une application au marché du camembert. *Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales*, (65): 23-36. <https://doi.org/10.3406/reae.2002.1694>
- Hassan, D.; Monier-Dilhan, S., (2006). National Brands and Store Brands: Competition through Public Quality Labels. *Agribusiness*, 22 (1): 21-30. <https://doi.org/10.1002/agr.20070>
- Hellec, F.; Deville, J., (2015). Le conseil technique proposé par les centres de gestion : une entrée résolument économique. In: Compagnone, C.; Goulet, F.; Labarthe, P., eds. *Conseil privé en agriculture : acteurs, pratiques et marché*. Versailles: Quae (Sciences en partage) 5, 93-111. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02799321>
- Hillocks, R.J., (2012). Farming with Fewer Pesticides: EU Pesticide Review and Resulting Challenges for UK Agriculture. *Crop Protection*, 31 (1): 85-93. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2011.08.008>
- Holmström, B., (1982). Moral Hazard in Teams. *The Bell Journal of Economics*, 13 (2): 324-340. <https://doi.org/10.2307/3003457>

- Joly, P.-B.; Lemarié, S.; Mangematin, V., (1998). Co-ordination and incentives in R & D contracts: The case of public/private agreements. *Revue Economique*, 49 (4): 1129-1149.
- Jones, P.C.; Lowe, T.J.; Traub, R.D., (2002). Matching Supply and Demand: The Value of a Second Chance in Producing Seed Corn. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 24 (1): 222-238.
- Klerkx, L.; Proctor, A., (2013). Beyond fragmentation and disconnect: Networks for knowledge exchange in the English land management advisory system. *Land Use Policy*, 30 (1): 13-24.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.02.003>
- Knierim, A.; Labarthe, P.; Laurent, C.; Prager, K.; Kania, J.; Madureira, L.; Ndah, T.H., (2017). Pluralism of agricultural advisory service providers—Facts and insights from Europe. *Journal of Rural Studies*, 55: 45-58.
<https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2017.07.018>
- Knuth, U.; Knierim, A., (2013). Characteristics of and Challenges for Advisors within a Privatized Extension System. *The Journal of Agricultural Education and Extension*, 19 (3): 223-236.
<https://doi.org/10.1080/1389224X.2013.782166>
- Koutchadé, O.P.; Carpentier, A.; Féménia, F., (2021). Modeling corners, kinks and holes in crop acreage choices: impacts of the EU support to protein crops in the EU. *American Journal of Agricultural Economics*.
- Labarthe, P., (2009). Extension services and multifunctional agriculture: Lessons learnt from the French and Dutch contexts and approaches. *Journal of Environmental Management*, 90 (2): S193-S202.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.11.021>
- Labarthe, P.; Laurent, C., (2013). The Importance of the Back-office for Farm Advisory Services. *EuroChoices*, 12 (1): 21-26. <https://doi.org/10.1111/1746-692X.12015>
- Labarthe, P., (2014). *AKIS and advisory services in France. Report for the AKIS inventory (WP3) of the PRO AKIS project*. European Union's Seventh Framework Programme for research, technological development and demonstration under, 55 p.
- Labarthe, P.; Coleno, F.; Enjalbert, J.; Fugerey-Scarbel, A.; Hannachi, M.; Lemarie, S., (2021). Exploration, exploitation and environmental innovation in agriculture. The case of variety mixture in France and Denmark. *Technological Forecasting and Social Change*, 172: 13 p. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2021.121028>
- Laurent, C., (2021). Évaluer le conseil relatif à la prévention des risques professionnels dans les exploitations agricoles pour produire quelles connaissances ? In: Burguet, D., ed. *Rapport Etudes et Recherches, projets 2021*. Bobigny: MSA, 80-83. <https://www.msa.fr/lfp/documents/98830/92244578/Projet+scientifique+2021+-+Rapport+%C3%A9tudes+et+recherches>
- Lavarde, P.; Bellemain, V.; Malezieux, S., (2019). Le Réseau d'épidémiosurveillance Financé Par Le Plan Ecophyto. Réorientations à Opérer Cgedd; Cgaaer, Paris, Ministère de la transition écologique et solidaire Ministère de l'agriculture et de l'alimentation. 156 p. <https://www.vie-publique.fr/sites/default/files/rapport/pdf/274219.pdf>
- Le Bail, M.; Valceschini, E., (2004). Efficacité et organisation de la séparation OGM/non OGM. *Economies et Sociétés (Paris)*, (26).
- Leeuwis, C., (2000). Learning to be sustainable. Does the Dutch agrarian knowledge market fail? *Journal of Agricultural Education and Extension*, 7 (2): 79-92. <https://edepot.wur.nl/39520>
- Lefort, M.; Riba, G., (2003). Quelles Perspectives Pour l'innovation Variétale à l'INRA. *Dossiers de l'Environnement de l'INRA*, (30): 57-64.
- Lemarié, S., (2000). L'influence de La Diffusion et de La Différenciation Des Produits Sur La Dynamique Des Parts de Marché: Une Application Au Marché Français Des Semences de Maïs. *Economie et Prévision*, (145): 41-51.
<https://doi.org/10.3406/ecop.2000.6111>
- Levet, A.-L.; Hutin, C., (2019). Diagramme de la distribution 2018 : schéma de la filière fruits et légumes frais. *INFOS CTIFL*, (357): 21-27.
- Levin, R.C.; Klevorick, A.K.; Nelson, R.R.; Winter, S.G.; Gilbert, R.; Griliches, Z., (1987). Appropriating the Returns from Industrial Research and Development. *Brookings Papers on Economic Activity*, (3): 783-831.
- Marette, S.; Crespi, J.M.; Schiavina, A., (1999). The Role of Common Labelling in a Context of Asymmetric Information. *European Review of Agricultural Economics*, 26 (2): 167-178. <https://doi.org/10.1093/erae/26.2.167>

- Marette, S.; Messean, A.; Millet, G., (2012). Consumers' willingness to pay for eco-friendly apples under different labels: Evidences from a lab experiment. *Food Policy*, 37 (2): 151-161. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2011.12.001>
- Martin, F.N., (2003). Development of alternative strategies for management of soilborne pathogens currently controlled with methyl bromide. *Annual Review of Phytopathology*, 41: 325-350.
- Ménard, C.; Klein, P.G., (2004). Organizational issues in the agrifood sector: toward a comparative approach. *American Journal of Agricultural Economics*, 86 (3): 750-755. <https://doi.org/10.1111/j.0002-9092.2004.00619.x>
- Mendras, H., (1955). Le paysan et le technicien. *Esprit*, 227 (6): 917-928.
- Meynard, J.M.; Messéan, A.; Charlier, A.; Charrier, F.; Farès, M.; Le Bail, M.; Magrini, M.B.; Savini, S.; Réchauchère, O., (2013). *Crop diversification: obstacles and levers. Study of farms and supply chains*, 59.
- Meynard, J.M.; Charrier, F.; Fares, M.; Le Bail, M.; Magrini, M.B.; Charlier, A.; Messean, A., (2018). Socio-technical lock-in hinders crop diversification in France. *Agronomy for Sustainable Development*, 38 (5): 13. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0535-1>
- Mundler, P.; Labarthe, P.; Laurent, C., (2006). Les disparités d'accès au conseil. Le cas de la région Rhône-Alpes. *Economie Rurale*, (291): 26-41. <https://doi.org/10.4000/economierurale.590>
- Parguel, P.; Compagnone, C., (2007). Un dispositif d'appui aux agriculteurs pour l'élaboration de règles de production d'AOC. *Economie Rurale*, (302): 10-22. <https://doi.org/10.4000/economierurale.1944>
- Perronne, R.; Hannachi, M.; Lemarié, S.; Fugerey-Scarbel, A.; Goldringer, I., (2016). L'évolution de la filière blé tendre en France entre 1980 et 2006 : quelle influence sur la diversité cultivée. *Notes et Etudes Socio-Economiques*, Décembre 2016 (41): 83 - 113. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01478404>
- Perry, E.D.; Hennessy, D.A.; Moschini, G., (2022). Uncertainty and learning in a technologically dynamic industry: Seed density in US maize. *American Journal of Agricultural Economics*, (Early Access): 23 p. <https://doi.org/10.1111/ajae.12276>
- Prager, K.; Labarthe, P.; Caggiano, M.; Lorenzo-Arribas, A., (2016). How does commercialisation impact on the provision of farm advisory services? Evidence from Belgium, Italy, Ireland and the UK. *Land Use Policy*, 52: 329-344.
- Prost, M.; Prost, L.; Cerf, M., (2017). Les échanges virtuels entre agriculteurs: un soutien à leurs transitions professionnelles? In: Poizat, G.; Bétrancourt, M., eds. *Technologie des adultes et formation numérique: enjeux et perspectives*. (Raisons éducatives), 89-107. <https://www.unige.ch/fapse/publications-saed/files/3115/0703/8987/Livre21-PPRINT.pdf>
- Rabenandrasana, N.; Fugerey-Scarbel, A.; Lemarié, S., (2020). *Analyse Des Freins et Leviers à La Diffusion Des Innovations Variétales de Pois et de Blé En France*. Grenoble: UMR GAEL, s.p.
- Reboud, X.; Carpentier, A.; Aubertot, J.-N.; Lemarié, S.; Dubois Peyrard, N.; Turenne, N.; Roussey, C.; Couture, S.; Cellier, V.; Gaba, S.; Sabbadin, R.; Cros, M.-J.; Toquebeuf, P.; Bonroy, O.; Barbier, M.; Charbonnier, E., (2017). Ce que l'épidémiosurveillance apporte ou n'apporte pas encore à la moindre dépendance aux produits phytopharmaceutiques. *Innovations Agronomiques*, 59 (Août): 81-91. <https://doi.org/10.15454/1.5138439824957573e12>
- Rénier, L.; Cardona, A.; Goulet, F.; Ollivier, G., (2022). La proximité à distance : comment les agri-youtubers communiquent sur leurs pratiques. *Réseaux*, 2022/1 (231): 225-2257. <https://doi.org/10.3917/res.231.0225>
- Rey, F.; Sinoir, N.; Wohrer, J.; Touret, C.; Mazollier, C., (2013). Semences biologiques en France : quelles pratiques, quelles attentes ? *Innovations Agronomiques*, (32): 413-425. https://www6.inrae.fr/ciag/content/download/5159/40493/file/Vol32_Rey%20et%20al.pdf
- Salembier, C.; Segrestin, B.; Sinoir, N.; Templier, J.; Weil, B., (2020). Design of equipment for agroecology: Coupled innovation processes led by farmer-designers. *Agricultural Systems*, 183: 13 p. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102856>
- Scotchmer, S., (2004). *Innovation and Incentives*. Cambridge (USA): The MIT Press, 376 p.
- Sligo, F.X.; Massey, C., (2007). Risk, trust and knowledge networks in farmers' learning. *Journal of Rural Studies*, 23 (2): 170-182. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2006.06.001>

- Soler, L.G.; Réquillart, V.; Trystram, G., (2011). Organisation industrielle et durabilité. In: Inra; Cirad, eds. *DuAllne - Durabilité de l'alimentation face à de nouveaux enjeux. Questions à la recherche [Rapport Inra-Cirad]*. Paris: Esnouf, Catherine ; Russel, Marie ; Bricas, Nicolas, 5, 86-96. <https://hal.inrae.fr/hal-02810457v1/document>
- Tassey, G., (2000). Standardization in technology-based markets. *Research Policy*, 29 (4-5): 587-602.
- Tchuisseu, T.R., Aimee; Labarthe, P., (2015). Privatisation du conseil et nouvelles logiques de performance des services. In: Compagnone, C.; Goulet, F.; Labarthe, P., eds. *Conseil privé en agriculture : acteurs, pratiques et marché*. Versailles: Quae, 1, 13-30. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01608493>
- Useche, P.; Barham, B.L.; Foltz, J.D., (2009). Integrating Technology Traits and Producer Heterogeneity: A Mixed-Multinomial Model of Genetically Modified Corn Adoption. *American Journal of Agricultural Economics*, 91 (2): 444-461. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8276.2008.01236.x>
- Villemaine, R.; Compagnone, C., (2015). Le conseil des coopératives agricoles à l'épreuve de l'environnement. In: Compagnone, C.; Goulet, F.; Labarthe, P., eds. *Conseil privé en agriculture : acteurs, pratiques et marché*. Versailles: Quae (Sciences en partage) 6, 113-132. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02798797>

Section 2.3

- Aadland, D.; Sims, C.; Finnoff, D., (2015). Spatial dynamics of optimal management in bioeconomic systems. *Computational Economics*, 45 (4): 545-577. <https://doi.org/10.1007/s10614-014-9442-y>
- Ambec, S.; Desquilbet, M., (2012). Regulation of a Spatial Externality: Refuges versus Tax for Managing Pest Resistance. *Environmental & Resource Economics*, 51 (1): 79-104. <https://doi.org/10.1007/s10640-011-9489-3>
- Ansaloni, M., (2015). *Le tournant environnemental de la PAC : Débats et coalitions en France, en Hongrie et au Royaume-Uni*. Paris: L'Harmattan (Logiques politiques), 374 p.
- Arce M, D.G.; Sandler, T., (2003). Health-promoting alliances. *European Journal of Political Economy*, 19 (2): 355-375. [https://doi.org/10.1016/S0176-2680\(02\)00174-X](https://doi.org/10.1016/S0176-2680(02)00174-X)
- Arrow, K.J., (1969). The Organization of Economic Activity: Issues Pertinent to the Choice of Market versus Non-Market Allocations. *The Analysis and Evaluation of Public Expenditures: The PPB System*. Washington: Congress of the United States, 47-64.
- Atallah, S.S.; Gomez, M.I.; Conrad, J.M., (2017). Specification of spatial-dynamic externalities and implications for strategic behavior in disease control. *Land Economics*, 93 (2): 209-229. <https://doi.org/10.3368/le.93.2.209>
- Ay, J.-S.; Gozlan, E., (2020). Disease dispersion as a spatial interaction: The case of Flavescence Dorée. *Natural Resource Modeling*, 33 (3). <https://doi.org/10.1111/nrm.12265>
- Ayer, H.W., (1997). Grass roots collective action: agricultural opportunities. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 22 (1): 1-11. <https://jareonline.org/articles/grass-roots-collective-action-agricultural-opportunities/>
- Bareille, F.; Boussard, H.; Thenail, C., (2020). Productive ecosystem services and collective management: Lessons from a realistic landscape model. *Ecological Economics*, 169: 11 p. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106482>
- Barton, D.N.; Benavides, K.; Chacon-Cascante, A.; Le Coq, J.-F.; Quiros, M.M.; Porras, I.; Primmer, E.; Ring, I., (2017). Payments for Ecosystem Services as a Policy Mix: Demonstrating the institutional analysis and development framework on conservation policy instruments. *Environmental Policy and Governance*, 27 (5). <https://doi.org/10.1002/eet.1769>
- Becker, G.S., (1983). A theory of competition among pressure groups for political influence. *The Quarterly Journal of Economics*, 98 (3): 371-400. <https://doi.org/10.2307/1886017>
- Bekkerman, A.; Piggott, N.E.; Goodwin, B.K.; Jefferson-Moore, K., (2012). A market-based mitigation program for wind-borne diseases. *Agricultural and Resource Economics Review*, 41 (2): 175 - 188. <https://doi.org/10.1017/S1068280500003336>
- Bentzen, J.; Smith, V., (2007). The Military Action in Iraq 2003: Did the US Consumer Boycott of French Wines Have Any Economic Effects? *Journal of Wine Economics*, 2 (1): 75-83. <https://doi.org/10.1017/S1931436100000304>

- Bhat, M.G.; Huffaker, R.G.; Lenhart, S.M., (1996). Controlling transboundary wildlife damage: Modeling under alternative management scenarios. *Ecological Modelling*, 92 (2-3): 215-224. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(95\)00169-7](https://doi.org/10.1016/0304-3800(95)00169-7)
- Bhat, M.G.; Huffaker, R.G., (2007). Management of a transboundary wildlife population: A self-enforcing cooperative agreement with renegotiation and variable transfer payments. *Journal of Environmental Economics and Management*, 53 (1): 54-67. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2006.04.002>
- Bouma, J.A.; Verbraak, M.; Dietz, F.; Brouwer, R., (2019). Policy mix: mess or merit? *Journal of Environmental Economics and Policy*, 8 (1): 32-47. <https://doi.org/10.1080/21606544.2018.1494636>
- Buchanan, J.; Tullock, G., (1962). *The calculus of consent: Logical foundations for constitutional democracy*. Michigan University Press.
- Buttel, F.H.; Larson, O.F.; Gillespie, G.W., (1990). *The Sociology of Agriculture*. New-York: Greenwood Press (*Contributions in sociology*), 263 p.
- Buyuktahtakin, İ.E.; Feng, Z.; Frisvold, G.; Szidarovszky, F., (2013). Invasive Species Control Based on a Cooperative Game. *Applied Mathematics*, 4 (10): 54-59. <https://doi.org/10.4236/am.2013.410A2005>
- Cabral, A.; Calvo-Armengol, A.; Jackson, M.O., (2003). La Crema: A case study of mutual fire insurance. *Journal of Political Economy*, 111 (2): 425-458. <https://doi.org/10.1086/367680>
- Cieslik, K.; Cecchi, F.; Damtew, E.A.; Tafesse, S.; Struik, P.C.; Lemaga, B.; Leeuwis, C., (2021). The role of ICT in collective management of public bads: The case of potato late blight in Ethiopia. *World Development*, 140: 14 p. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2020.105366>
- Coase, R.H., (1960). The problem of social cost. *The Journal of Law and Economics*, 3: 1-44. <https://doi.org/10.1086/466560>
- Costello, C.; McAusland, C., (2003). Protectionism, trade, and measures of damage from exotic species introduction. *American Journal of Agricultural Economics*, 85 (4): 964-975. <https://doi.org/10.1111/1467-8276.00500>
- Costello, C.; Querou, N.; Tomini, A., (2017). Private eradication of mobile public bads. *European Economic Review*, 94: 23-44. <https://doi.org/10.1016/j.euroecorev.2017.02.005>
- Demsetz, H., (1996). The core disagreement between Pigou, the profession, and Coase in the analyses of the externality question. *European Journal of Political Economy*, 12 (4): 565-579.
- Epanchin-Niell, R.S.; Hufford, M.B.; Aslan, C.E.; Sexton, J.P.; Port, J.D.; Waring, R.M., (2010). Controlling invasive species in complex social landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8 (4): 210-216. <https://doi.org/10.1890/090029>
- Epanchin-Niell, R.S.; Wilen, J.E., (2015). Individual and cooperative management of invasive species in human-mediated landscapes. *American Journal of Agricultural Economics*, 97 (1): 180-198. <https://doi.org/10.1093/ajae/aau058>
- Epanchin-Niell, R.S., (2017). Economics of invasive species policy and management. *Biological Invasions*, 19 (11): 3333-3354.
- Fenichel, E.P.; Richards, T.J.; Shanafelt, D.W., (2014). The control of invasive species on private property with neighbor-to-neighbor spillovers. *Environmental and Resource Economics*, 59 (2): 231-255. <https://doi.org/10.1007/s10640-013-9726-z>
- Fiege, M., (2005). The weedy West: mobile nature, boundaries, and common space in the Montana landscape. *Western Historical Quarterly*, 36 (1): 23-47.
- Fuller, K.B.; Sanchirico, J.N.; Alston, J.M., (2017). The spatial-dynamic benefits from cooperative disease control in a perennial crop. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 42 (2): 127-145. <https://www.jstor.org/stable/44329746>
- Gardner, B.L., (1989). Economic theory and farm politics. *American Journal of Agricultural Economics*, 71 (5): 1165-1171. <https://doi.org/10.2307/1243101>

- Goodwin, B.K.; Piggott, N.E., (2009). Spatiotemporal modeling of Asian citrus canker risks: implications for insurance and indemnification fund models. *American Journal of Agricultural Economics*, 91 (4): 1038-1055. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8276.2009.01321.x>
- Graham, S., (2013). Three cooperative pathways to solving a collective weed management problem. *Australasian Journal of Environmental Management*, 20 (2): 116-129. <https://doi.org/10.1080/14486563.2013.774681>
- Graham, S.; Metcalf, A.L.; Gill, N.; Niemiec, R.; Moreno, C.; Bach, T.; Ikutegbe, V.; Hallstrom, L.; Ma, Z.; Lubeck, A., (2019). Opportunities for better use of collective action theory in research and governance for invasive species management. *Conservation Biology*, 33 (2): 275-287. <https://doi.org/10.1111/cobi.13266>
- Grimsrud, K.M.; Chermak, J.M.; Hansen, J.; Thacher, J.A.; Krause, K., (2008). A two-agent dynamic model with an invasive weed diffusion externality: An application to Yellow Starthistle (*Centaurea solstitialis* L.) in New Mexico. *Journal of Environmental Management*, 89 (4): 322-335. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.05.020>
- Guerrien, B., (2002). *Dictionnaire d'analyse économique*. Paris: La Découverte (Repères).
- Hardin, G., (1968). The tragedy of the commons: the population problem has no technical solution; it requires a fundamental extension in morality. *Science*, 162 (3859): 1243-1248. <http://www.jstor.org/stable/1724745?origin=JSTOR-pdf>
- Heberlein, T.A., (2012). Navigating environmental attitudes. *Conservation Biology*, 26 (4): 583-585. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01892.x>
- Hennessy, D.A., (2007). Biosecurity and Spread of an Infectious Animal Disease. *American Journal of Agricultural Economics*, 89 (5): 226-1231.
- Hennessy, D.A.; Wolf, C.A., (2018). Asymmetric Information, Externalities and Incentives in Animal Disease Prevention and Control. *Journal of Agricultural Economics*, 69 (1): 226-242. <https://doi.org/10.1111/1477-9552.12113>
- Hershendorfer, M.E.; Fernandez-Gimenez, M.E.; Howery, L.D., (2007). Key attributes influence the performance of local weed management programs in the southwest United States. *Rangeland Ecology and Management*, 60 (3): 225-234. [https://doi.org/10.2111/1551-5028\(2007\)60\[225:KAITPO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2111/1551-5028(2007)60[225:KAITPO]2.0.CO;2)
- Hirshleifer, J., (1983). From weakest-link to best-shot: The voluntary provision of public goods. *Public Choice*, 41 (3): 371-386. <https://doi.org/10.1007/BF00141070>
- Jardine, S.L.; Sanchirico, J.N., (2018). Estimating the cost of invasive species control. *Journal of Environmental Economics and Management*, 87: 242-257.
- Jobert, B.; Muller, P., (1987). *L'Etat en action : Politique publiques et corporatismes*. Paris: PUF, 238 p. <https://hal.science/halshs-00137940/>
- Klepeis, P.; Gill, N.; Chisholm, L., (2009). Emerging amenity landscapes: Invasive weeds and land subdivision in rural Australia. *Land Use Policy*, 26 (2): 380-392. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.04.006>
- Kovacs, K.F.; Haight, R.G.; Mercader, R.J.; McCullough, D.G., (2014). A bioeconomic analysis of an emerald ash borer invasion of an urban forest with multiple jurisdictions. *Resource and Energy Economics*, 36 (1): 270-289. <https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2013.04.008>
- Kuhfuss, L.; Preget, R.; Thoyer, S.; de Vries, F.P.; Hanley, N., (2022). Enhancing Spatial Coordination in Payment for Ecosystem Services Schemes with Non-Pecuniary Preferences. *Ecological Economics*, 192: 14 p. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107271>
- Laffont, J.J., (1987). Externalities. In: Eatwell, J.; Milgate, M.; Newman, P.K., eds. *The New Palgrave: A Dictionary of Economics*. Londres Palgrave Macmillan. 4194.
- Liu, Y.; Sims, C., (2016). Spatial-dynamic externalities and coordination in invasive species control. *Resource and Energy Economics*, 44: 23-38. <https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2016.01.001>
- Mahé, L.P.; Roe, T.L., (1996). The political economy of the 1992 CAP reform. *American Journal of Agricultural Economics*, 78 (5): 1314-1323. <https://doi.org/10.2307/1243513>
- Marshall, A., (1920). *Principles of economics*. Londres: MacMillan, 871 p.

- Martinez, C., (2021). *Trois essais sur la gestion des externalités spatiales : Invasions biologiques, épidémies de la plante et épidémies humaines*. Université de Montpellier SupAgro, Montpellier.
<https://www.theses.fr/2021NSAM0059>
- McDermott, S.M.; Irwin, R.E.; Taylor, B.W., (2013). Using economic instruments to develop effective management of invasive species: insights from a bioeconomic model. *Ecological Applications*, 23 (5): 1086-1100.
<https://doi.org/10.1890/12-0649.1>
- McKenzie-Mohr, D., (2000). Fostering sustainable behavior through community-based social marketing. *American Psychologist*, 55 (5): 531-537. <https://doi.apa.org/doi/10.1037/0003-066X.55.5.531>
- Mead, L., (2016). Fifty years of "wheely prickly cactus" (*Opuntia robusta*) in the Maldon Shire. *Plant Protection Quarterly*, 31 (1): 2-5. <https://cactuswarriors.org/newsite/wp-content/uploads/2018/07/Vol31-1-Mead-Final.pdf>
- Miranowski, J.A.; Carlson, G.A., (1986). Economic Issues in Public and Private Approaches to Preserving Pest Susceptibility. Pesticide Resistance. In: Council, N.R., ed. *Pesticide Resistance: Strategies and Tactics for Management*. Washington D.C.: National Academies Press, 436-448. <https://doi.org/10.17226/619>
- Osseni, A.F.; Gohin, A.; Rault, A., (2022). Optimal Biosecurity Policy with Heterogeneous Farmers. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 47 (2): n.p. <https://jareonline.org/articles/optimal-biosecurity-policy-with-heterogeneous-farmers/>
- Pannell, D.J.; Marshall, G.R.; Barr, N.; Curtis, A.; Vanclay, F.; Wilkinson, R., (2006). Understanding and Promoting Adoption of Conservation Practices by Rural Landholders. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 46 (11): 1407-1424. <https://doi.org/10.1071/EA05037>
- Pannell, D.J., (2008). Public benefits, private benefits, and policy mechanism choice for land-use change for environmental benefits. *Land Economics*, 84 (2): 225-240. <https://doi.org/10.3368/le.84.2.225>
- Pannell, D.J., (2009). Technology change as a policy response to promote changes in land management for environmental benefits. *Agricultural Economics*, 40 (1): 95-102. <https://doi.org/10.1111/j.1574-0862.2008.00362.x>
- Pannell, D.J.; Pardey, P.G.; Hurley, T.M., (2020). *Private Incentives for Sustainable Agriculture: Principals and Evidence for Sustainable Agricultural Change*. Crawley: University of Western Australia, 41 p.
<https://doi.org/10.22004/ag.econ.304700>
- Parker, D.P., (2004). Land trusts and the choice to conserve land with full ownership or conservation easements. *Natural Resources Journal*, 44 (2): 483-518. <https://www.jstor.org/stable/24888944>
- Perrings, C.; Williamson, M.; Barbier, E.B.; Delfino, D.; Dalmazzone, S.; Shogren, J.; Simmons, P.; Watkinson, A., (2002). Biological invasion risks and the public good: an economic perspective. *Conservation Biology*, 6 (1): s.p.
<http://www.consecol.org/vol6/iss1/art1/>
- Pigou, A., (1920). *The economics of welfare*. Londres: MacMillan, 976 p.
- Regev, U.; Gutierrez, A.P.; Feder, G., (1976). Pests as a Common Property Resource: A case study of Alfalfa Weevil Control. *American Journal of Agricultural Economics*, 58 (2): 186-197. <https://doi.org/10.2307/1238969>
- Regev, U., (1984). An economic analysis of man's addiction to pesticides. In: Conway, G.R., ed. *Pest and Pathogen Control: Strategy, Tactical, and Policy Models*. John Wiley, 444-453.
- Rich, K.M.; Winter-Nelson, A.; Brozović, N., (2005). Regionalization and foot-and-mouth disease control in South America: Lessons from spatial models of coordination and interactions. *The Quarterly Review of Economics and Finance*, 45 (2-3): 526-540. <https://doi.org/10.1016/j.qref.2004.12.018>
- Richards, T.J.; Eaves, J.; Manfredo, M.; Naranjo, S.E.; Chu, C.-C.; Henneberry, T.J., (2008). Spatial-temporal model of insect growth, diffusion and derivative pricing. *American Journal of Agricultural Economics*, 90 (4): 962-978.
<https://doi.org/10.1111/j.1467-8276.2008.01170.x>
- Rimbaud, L.; Dallot, S.; Gottwald, T.; Decroocq, V.; Jacquot, E.; Soubeyrand, S.; Thebaud, G., (2015). Sharka Epidemiology and Worldwide Management Strategies: Learning Lessons to Optimize Disease Control in Perennial Plants. *Phytopathology*, 53: 357-378. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-080614-120140>

- Rimbaud, L.; Dallot, S.; Bruchou, C.; Thoyer, S.; Jacquot, E.; Soubeyrand, S.; Thebaud, G., (2019). Improving Management Strategies of Plant Diseases Using Sequential Sensitivity Analyses. *Phytopathology*, 109 (7): 1184-1197. <https://doi.org/10.1094/phyto-06-18-0196-r>
- Samuelson, P.A., (1954). The pure theory of public expenditure. *The Review of Economics and Statistics*, 36 (4): 387-389. <https://doi.org/10.2307/1925895>
- Siriwardena, S.D.; Cobourn, K.M.; Amacher, G.S.; Haight, R.G., (2018). Cooperative bargaining to manage invasive species in jurisdictions with public and private lands. *Journal of Forest Economics*, 32 (1): 72-83. <https://doi.org/10.1016/j.jfe.2018.04.001>
- Stigler, G., J., (1971). The theory of economic regulation. *The Bell Journal of Economics and Management Science*, 2 (1): 3-21. <https://doi.org/10.2307/3003160>
- Swinnen, J.; Van Der Zee, F.A., (1993). The political economy of agricultural policies: a survey. *European Review of Agricultural Economics*, 20 (3): 261-290. <https://doi.org/10.1093/erae/20.3.261>
- Swinnen, J., (2008). *The perfect storm – the political economy of the Fischler reforms of the CAP*. Bruxelles: CEPS, 180 p.
- Swinnen, J.; Anania, G.; Balmann, A.; Buckwell, A.; Bureau, J.-C.; De Castro, P.; Di Mambro, A.; Erjavec, E.; Erjavec, K.; Fertö, I.; Garrone, M.; Haniotis, T.; Hart, K.; Josling, T.E.; Knops, L.; Kovacs, A.; Lovec, M.; Mahé, L.-P.; Matthews, A.; Moehler, R.; Olper, A.; Pacca, L.; Potocnik, J.; Pupo d'Andrea, M.R.; Roederer-Rynning, C.; Sahrbacher, A.; Sahrbacher, C.; Swinbank, A.; CEPS, (2015). *The political economy of the 2014-2020 Common Agricultural Policy. an imperfect storm*. Totowa NJ (USA): Rowman and Littlefield.
- Thomsen, J.M.; Caplow, S.C., (2017). Defining success over time for large landscape conservation Organizations. *Journal of Environmental Planning and Management*, 60 (7): 1153-1172. <https://doi.org/10.1080/09640568.2016.1202814>
- Toleubayev, K.; Jansen, K.; van Huis, A., (2007). Locus control in transition: the loss and reinvention of collective action in post-Soviet Kazakhstan. *Ecology and Society*, 12 (2): 38. <https://doi.org/10.5751/ES-02229-120238>
- Tu, A.T.; Beghin, J.; Gozlan, E., (2008). Tariff escalation and invasive species damages. *Ecological Economics*, 67 (4): 619-629.
- Varian, H.R., (1995). Coase, competition, and compensation. *Japan and the World Economy*, 7 (1): 13-27.
- Warziniack, T.W.; Finnoff, D.; Shogren, J.F., (2013). Public economics of hitchhiking species and tourism-based risk toecosystem services. *Resource and Energy Economics*, 35 (3): 277-294. <https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2013.02.002>
- Wilén, J.E., (2007). Economics of spatial-dynamic processes. *American Journal of Agricultural Economics*, 89 (5): 1134-1144. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8276.2007.01074.x>
- Wilson, R.S.; Hardisty, D.J.; Epanchin-Niell, R.S.; Runge, M.C.; Cottingham, K.L.; Urban, D.L.; Maguire, L.A.; Hastings, A.; Mumby, P.J.; Peters, D.P.C., (2016). A typology of time-scale mismatches and behavioral interventions to diagnose and solve conservation problems. *Conservation Biology*, 30 (1): 42-49. <https://doi.org/10.1111/cobi.12632>

Section 2.4

- Albrecht, H., (1984). Les problèmes de la vulgarisation agricole dans le cas de l'agriculture à temps partiel. *Economie Rurale*, (159): 37-43. <https://doi.org/10.3406/ecoru.1984.3023>
- Almekinders, C.J.M.; Mertens, L.; van Loon, J.P.; van Bueren, E.T.L., (2014). Potato breeding in the Netherlands: a successful participatory model with collaboration between farmers and commercial breeders. *Food Security*, 6 (4): 515-524. <https://doi.org/10.1007/s12571-014-0369-x>
- Andersson, B., (1984). Conseil aux agriculteurs en matière de gestion financière familiale et de transfert des patrimoines d'une génération à la suivante. *Economie Rurale*, (159): 58-62. <https://doi.org/10.3406/ecoru.1984.3026>

- Ansaloni, M.; Smith, A., (2014). Whither the state when it acts through markets? The case of pesticide reduction in the vineyard of Bordeaux. *Economic sociology_the European electronic newsletter* [Cologne], 15 (2): 34-40. <https://www.econstor.eu/bitstream/10419/156030/1/vol15-no02-a5.pdf>
- Aubertot, J.-N.; Barbier, J.-M.; Carpentier, A.; Gril, J.-N.; Guichard, L.; Lucas, P.; Savary, S.; Voltz, M., (2005). *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux*, 120 p.
- Azam, G., (2008). Les droits de propriété sur le vivant. *Développement durable et territoires*, (Dossier 10). <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.5443>
- Berriet-Sollic, M.; Labarthe, P.; Laurent, C., (2014). Goals of evaluation and types of evidence. *Evaluation*, 20 (2): 195-213. <https://doi.org/10.1177/1356389014529836>
- Bianchi, D., (2017). Politique Agricole Commune. Régime juridique des produits agroalimentaires. *Fasc. 1326*.
- Birner, R.; Davis, K.; Pender, J.; Nkonya, E.; Anandajayasekeram, P.; Ekboir, J.; Mbabu, A.; Spielman, D.J.; Horna, D.; Benin, S.; Cohen, M., (2009). From Best Practice to Best Fit: A Framework for Designing and Analyzing Pluralistic Agricultural Advisory Services Worldwide. *The Journal of Agricultural Education and Extension*, 15 (4): 341-355. <https://doi.org/10.1080/13892240903309595>
- Bodiguel, L., (2009). Une conditionnalité en bonne santé ! A propos de la dernière réforme des aides de la PAC. *Revue de Droit Rural*, (378): 17-23. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01688514>
- Bonnefoy, N., (2012). Pesticides : vers le risque zéro. In: pesticides, S.M.c.d.i.s.l., ed. 42. Paris Sénat. 348 p. https://www.senat.fr/rap/r12-042-1/r12-042-1_mono.html
- Bonneuil, C.; Demeulenaere, E.; Thomas, F.; Joly, P.-B.; Allaire, G.; Goldringer, I., (2006). Innover autrement ? La recherche face à l'avènement d'un nouveau régime de production et de régulation des savoirs en génétique végétale. *Dossiers de l'Environnement de l'INRA*, (30): 29-51. <https://hal.inrae.fr/hal-00175993v1>
- Bonneuil, C.; Hochereau, F., (2008). Gouverner le « progrès génétique » Biopolitique et métrologie de la construction d'un standard variétal dans la France agricole d'après-guerre. *Annales, Histoire, Sciences sociales*, (6): 1305-1340. <https://www.cairn.info/revue-Annales-2008-6-page-1305.htm>
- Bonneuil, C.; Thomas, F., (2009). *Gènes, pouvoirs et profits. Recherche publique et régimes de production des savoirs de Mendel aux OGM*. Versailles: Editions Quae, 627 p. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01170617>
- Bonnieux, F.; Vermersch, D., (1999). La dimension environnementale dans la réforme de la PAC. *Economie Rurale*, (249): 88-90. <https://doi.org/10.3406/ecoru.1999.5067>
- Bosse-Platière, H.; Collard, F.; Grimonprez, B.; Tauran, T.; Traveley, B., (2013). *Droit rural : entreprise agricole, espace rural, marché agricole*. Paris: LexisNexis (*Droit et professionnels*).
- Boulanger, P., (2007). *Subventions directes agricoles et gestion quantitative des ressources en eau*: Groupe d'Economie Mondiale, n.p.
- Brady, M.; Kellermann, K.; Sahrbacher, C.; Jelinek, L., (2009). Impacts of Decoupled Agricultural Support on Farm Structure, Biodiversity and Landscape Mosaic: Some EU Results. *Journal of Agricultural Economics*, 60 (3): 563-585. <https://doi.org/10.1111/j.1477-9552.2009.00216.x>
- Butault, J.-P.; Dedryver, C.-A.; Gary, C.; Guichard, L.; Jacquet, F.; Meynard, J.M.; Nicot, P.C.; Pitrat, M.; Reau, R.; Sauphanor, B.; Savini, I.; Volay, T., (2010). *Ecophyto R&D. Quelles voies pour réduire l'usage des pesticides ?* Paris: Inra, 90 p. Synthèse du rapport d'étude. <https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/4737337f04b44cd2735d2d74edf5a0db.pdf>
- Carson, R., (1962). *Silent Spring*. Boston: Houghton Mifflin, 368 p.
- CCE, (2008). *La conditionnalité est-elle une politique efficace ?* Rapport spécial, 1-64. <https://doi.org/10.2865/35410>
- Cerf, M.; Bail, L.; Lusson, M.; Omon, B., (2017). Contrasting intermediation practices in various advisory service networks in the case of the French Ecophyto plan. *The Journal of Agricultural Education and Extension*, 23 (3): 231-244. <https://doi.org/10.1080/1389224X.2017.1320641>

- Chabé-Ferret, S.; Subervie, J., (2013). How much green for the buck? Estimating additional and windfall effects of French agro-environmental schemes by DID-matching. *Journal of Environmental Economics and Management*, 65 (1): 12-27. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2012.09.003>
- Chakir, R.; Thomas, A., (2022). Unintended Consequences of Environmental Policies: the Case of Set-aside and Agricultural Intensification. *Environmental Modeling & Assessment*: 22 p. <https://doi.org/10.1007/s10666-021-09815-0>
- Chalermphol, J.; Shivakoti, G.P., (2009). Pesticide Use and Prevention Practices of Tangerine Growers in Northern Thailand. *The Journal of Agricultural Education and Extension*, 15 (1): 21-38. <https://doi.org/10.1080/13892240802617429>
- Chantre, E.; Cardona, A., (2014). Trajectories of French Field Crop Farmers Moving Toward Sustainable Farming Practices: Change, Learning, and Links with the Advisory Services. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 38 (5): 573-602. <https://doi.org/10.1080/21683565.2013.876483>
- Chesné, G., (1985). La liberté économique du preneur. *Revue de Droit Rural*: 263.
- Cofré-Bravo, G.; Klerkx, L.; Engler, A., (2019). Combinations of bonding, bridging, and linking social capital for farm innovation: How farmers configure different support networks. *Journal of Rural Studies*, 69: 53-64. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2019.04.004>
- Cohen, J.; Dupraz, P.; Vermersch, D., (1996). Nouvelle PAC et nouveaux projets d'irrigation. *Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales*, (39-40): 223-250. <https://doi.org/10.3406/reae.1996.1508>
- Compagnone, C., (2014). Les viticulteurs bourguignons et le respect de l'environnement : Réseaux de dialogues professionnels et dynamiques de changement. *Revue Française de Sociologie*, 55 (2): 319-358. <https://doi.org/10.3917/rfs.552.0319>
- Compagnone, C.; Goulet, F.; Labarthe, P., (2015). *Conseil privé en agriculture : Acteurs, pratiques et marché*. Versailles: Editions Quae (Sciences en partage).
- Compagnone, C.; Lamine, C.; Dupré, L., (2018). La production et la circulation des connaissances en agriculture interrogées par l'agro-écologie. De l'ancien et du nouveau. *Revue d'Anthropologie des Connaissances*, 12 (2): 111-138. <https://doi.org/10.3917/rac.039.0111>
- Cooper, T.; Baldock, D.; Rayment, M.; Kuhmonen, T.; Terluin, I.; Swales, V.; Poux, X.; Zakeossian, D.; Farmer, M., (2006). *An evaluation of the less favoured area measure in the 25 member states of the European Union*. Bruxelles: Institute for European Environmental Policy, 249 p. <https://ieep.eu/publications/an-evaluation-of-the-less-favoured-area-measure-in-the-25-member-states-of-the-european-union>
- Coutts, J.A., (1995). Agricultural extension policy as a framework for change. *European Journal of Agricultural Education and Extension*, 2 (1): 17-27. <https://doi.org/10.1080/13892249585300041>
- Couvreur, M.; Mitteault, F.; Pech, M., (1999). Les mesures agri-environnementales mises en œuvre en France : Règlement européen 2078/92 Éléments de bilan. *Economie Rurale*, (249): 6-10. <https://doi.org/10.3406/ecoru.1999.5053>
- Cowan, R.; Gunby, P., (1996). Sprayed to Death: Path Dependence, Lock-in and Pest Control Strategies. *The Economic Journal*, 106 (436): 521-542. <https://doi.org/10.2307/2235561>
- Darré, J.-P., (1985). *La parole et la technique : L'univers de pensée des éleveurs du Ternois*. Paris: L'Harmattan.
- Darré, J.-P.; Le Guen, R.; Lemery, B., (1989). Changement technique et structure professionnelle locale en agriculture. *Economie Rurale*, (192-193): 115-122. <https://doi.org/10.3406/ecoru.1989.4004>
- Daucé, F.; Houée, P., (1984). Trente ans de développement agricole dans le Morbihan. *Economie Rurale*, (159): 23-30. <https://doi.org/10.3406/ecoru.1984.3020>
- de Benedictis, M., (1984). Les services de vulgarisation dans une agriculture hétérogène, le cas de l'Italie. *Economie Rurale*, (159): 51-57. <https://doi.org/10.3406/ecoru.1984.3025>
- Delbos, C.; David, O.; Cerf, M.; Minas, A.; Falgas, C.; Gagneur, C.-A.; Gilet, D.; Laudinot, V.; Sigwalt, A.; Waldmeier, E., (2014). Conseil agronomique et réduction des pesticides : quelles ressources pour affronter ce nouveau challenge professionnel ? *Innovations Agronomiques*, (34): 367-378. <https://hal.inrae.fr/hal-02637112>

- Denis, G., (2001). From the agriculturist of the eighteenth century to the agronomist of the nineteenth and twentieth centuries: setting up of a new research and teaching field. *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, 87 (4): 81-104.
- Desjeux, Y.; Dupraz, P.; Thomas, A., (2011). Les biens publics en agriculture, une voie vers l'écologisation de la PAC. *Colloque National Unité Ecodéveloppement. Ecologisation des politiques publiques et des pratiques agricoles*. Avignon, 16 p. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01462639>
- Deverre, C.; de Sainte Marie, C., C., (2008). L'écologisation de la politique agricole européenne. Verdissement ou refondation des systèmes agro-alimentaires. *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement - Review of agricultural and environmental studies*, (89): 83-104. <https://doi.org/10.3406/reae.2008.1956>
- Dhiab, H.; Labarthe, P.; Laurent, C., (2020). How the performance rationales of organisations providing farm advice explain persistent difficulties in addressing societal goals in agriculture. *Food Policy*, 95. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2020.101914>
- Dinar, A., (1996). Extension commercialization: How much to charge for extension services. *American Journal of Agricultural Economics*, 78 (1): 1-12. <https://doi.org/10.2307/1243773>
- Eastwood, C.; Ayre, M.; Nettle, R.; Dela Rue, B., (2019). Making sense in the cloud: Farm advisory services in a smart farming future. *NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences*, 90-91 (1): 10 p. <https://doi.org/10.1016/j.njas.2019.04.004>
- Evenson, R.E.; Gollin, D., (2003). Assessing the impact of the Green Revolution, 1960 to 2000. *Science*, 300 (5620): 758-762. <https://doi.org/10.1126/science.1078710>
- Fassier-Boulanger, S., (2019). L'AOC ne ferait-elle plus rêver ? Quand des vigneron y renoncent pour mieux valoriser leurs terroirs. *Pour*, (1-2): 283-295. <https://doi.org/10.3917/pour.237.0283>
- Faure, G.; Desjeux, Y.; Gasselin, P., (2012). New Challenges in Agricultural Advisory Services from a Research Perspective: A Literature Review, Synthesis and Research Agenda. *The Journal of Agricultural Education and Extension*, 18 (5): 461-492. <https://doi.org/10.1080/1389224X.2012.707063>
- Fielke, S.; Taylor, B.; Jakku, E., (2020). Digitalisation of agricultural knowledge and advice networks: A state-of-the-art review. *Agricultural Systems*, 180: 11 p. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102763>
- Fuzeau, V.; Dubois, G.; Thérond, O.; Allaire, G., (2012). *Diversification des cultures dans l'agriculture française. Etat des lieux et dispositifs d'accompagnement*. Etudes et documents du CGDD, 1-24. <http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/document.html?id=Temis-0076395>
- Garforth, C.; Angell, B.; Archer, J.; Green, K., (2003). Fragmentation or creative diversity? Options in the provision of land management advisory services. *Land Use Policy*, 20 (4): 323-333. [https://doi.org/10.1016/S0264-8377\(03\)00035-8](https://doi.org/10.1016/S0264-8377(03)00035-8)
- Geels, F.W., (2004). From sectoral systems of innovation to socio-technical systems: Insights about dynamics and change from sociology and institutional theory. *Research Policy*, 33 (6-7): 897-920. <https://doi.org/10.1016/j.respol.2004.01.015>
- Gerbaux, F.; Muller, P., (1984). La naissance du développement agricole en France. *Economie Rurale*, (159): 17-22. <https://doi.org/10.3406/ecoru.1984.3019>
- Goulet, F., (2013). Mettre en récits et partager l'expérience : éléments pour l'étude des savoirs dans des collectifs professionnels. *Revue d'Anthropologie des Connaissances*, 7 (2): 501-524. <https://doi.org/10.3917/rac.019.0501>
- Goulet, F.; Le Velly, R., (2013). Comment vendre un produit incertain ? Activités de détachement et d'attachement d'une firme d'agrofourriture. *Sociologie du Travail*, 55 (3): 369-386. <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00856222>
- Goulet, F., (2017). Explorer et partager. Les expériences de réduction des pesticides dans une revue professionnelle agricole. *Economie Rurale*, (359): 103-120. <https://doi.org/10.4000/economierurale.5213>
- Grimonprez, B., (2012). Semences de ferme : l'agriculteur face aux droits de propriété intellectuelle. In: Blondel, S.; Lambert-Wiber, S.; Maréchal, C., eds. *La protection juridique du végétal et ses enjeux économiques*. Paris: Economica.
- Grimonprez, B., (2017). Semences agricoles : la tragédie d'un commun. *Revue de Droit Rural*, (457): 16-19.

- Guichard, L.; Dedieu, F.; Jeuffroy, M.-H.; Meynard, J.-M.; Reau, R.; Savini, I., (2017). Le plan Ecophyto de réduction d'usage des pesticides en France : décryptage d'un échec et raisons d'espérer. *Cahiers Agricultures*, 26 (1): 12 p. <https://doi.org/10.1051/cagri/2017004>
- Halloran, J.; Archer, D.W., (2008). External economic drivers and US agricultural production systems. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 23 (4): 296-303. <https://doi.org/10.1017/S1742170508002287>
- Hazard, L.; Gauffreteau, A.; Borg, J.; Charron, M.-H.; Deo, M.; Enjalbert, J.; Goutiers, V.; Gressier, E., (2016). L'innovation à l'épreuve d'un climat et d'un monde changeant rapidement : intérêt de la co-conception dans le domaine des semences. *Fourrages*, (225): 39-47. <https://afpf-asso.fr/revue/adaptation-des-prairies-semees-au-changement-climatique?a=2073>
- Hermesse, J.; Hecquet, C.; Stassart, P.M., (2018). Verrouillage du système semencier et enjeux de sa réappropriation. *Etudes rurales*, (202): 8-17. <https://doi.org/10.4000/etudesrurales.14909>
- Hermitte, M.A., (1990). *La protection de l'innovation en matière de biotechnologie appliquée à l'agriculture*. Paris: Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, Rapports de l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, 115-290. http://www.senat.fr/opecest/rapport/rapport_t2_biotechnologies_agric_ind_1990.pdf
- Hermon, C.; Doussan, I.; Grimonprez, B., (2020). *Production agricole et droit de l'environnement*. Paris: LexisNexis (*Droit et Professionnels*), 400 p.
- Jacquet, F., (1993). La réforme de 1992, un tournant dans l'histoire de la politique agricole commune. In: Club Déméter, P., ed. *Demeter 93. Économie et stratégies agricoles*. Paris (FRA): Armand Colin, 13-73.
- Jas, N., (2001). *Au carrefour de la chimie et de l'agriculture. - Les sciences agronomiques en France et en Allemagne 1840-1914*. Paris: Archives contemporaines (*Histoire des sciences, des techniques et de la médecine*), 434 p.
- Jas, N., (2005). Déqualifier le paysan, introniser l'agronome, France 1840-1914. *Ecologie et Politique*, (31): 45-55. <https://www.cairn.info/revue-ecologie-et-politique-2005-2-page-45.htm>
- Klerkx, L.; Proctor, A., (2013). Beyond fragmentation and disconnect: Networks for knowledge exchange in the English land management advisory system. *Land Use Policy*, 30 (1): 13-24. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.02.003>
- Klerkx, L.; Stræte, E.P.; Kvam, G.-T.; Ystad, E.; Butli Hårstad, R.M., (2017). Achieving best-fit configurations through advisory subsystems in AKIS: case studies of advisory service provisioning for diverse types of farmers in Norway. *The Journal of Agricultural Education and Extension*, 23 (3): 213-229. <https://doi.org/10.1080/1389224X.2017.1320640>
- Knierim, A.; Boenning, K.; Caggiano, M.; Cristovao, A.; Dirimanova, V.; Koehnen, T.; Labarthe, P.; Prager, K., (2015). The AKIS concept and its relevance in selected EU member states. *Outlook on Agriculture*, 44 (1): 29-36. <https://doi.org/10.5367/oa.2015.0194>
- Knierim, A.; Labarthe, P.; Laurent, C.; Prager, K.; Kania, J.; Madureira, L.; Ndah, T.H., (2017). Pluralism of agricultural advisory service providers—Facts and insights from Europe. *Journal of Rural Studies*, 55: 45-58. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2017.07.018>
- Knuth, U.; Knierim, A., (2013). Characteristics of and Challenges for Advisors within a Privatized Extension System. *The Journal of Agricultural Education and Extension*, 19 (3): 223-236. <https://doi.org/10.1080/1389224X.2013.782166>
- Knutson, R.D., (1986). Restructuring Agricultural Economics Extension to Meet Changing Needs. *American Journal of Agricultural Economics*, 68 (5): 1297-1306. <https://doi.org/10.2307/1241896>
- Labarthe, P., (2006). *La privatisation du conseil agricole en question. Evolutions institutionnelles et performances des services de conseil dans trois pays européens*. Sciences Economiques. Université de Marne-la-Vallée, Marne-la-Vallée. 405 p. <https://hal.inrae.fr/tel-02819175>
- Labarthe, P., (2009). Extension services and multifunctional agriculture: Lessons learnt from the French and Dutch contexts and approaches. *Journal of Environmental Management*, 90 (2): S193-S202. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.11.021>
- Labarthe, P.; Gallouj, F.; Laurent, C., (2013). Privatisation du conseil et évolution de la qualité des preuves disponibles pour les agriculteurs. *Economie Rurale*, (337): 7-24. <https://doi.org/10.4000/economierurale.4074>

- Labarthe, P., (2014). *AKIS and advisory services in France. Report for the AKIS inventory (WP3) of the PRO AKIS project*. European Union's Seventh Framework Programme for research, technological development and demonstration under, 55 p.
- Labarthe, P.; Coleno, F.; Enjalbert, J.; Fugerey-Scarbel, A.; Hannachi, M.; Lemarie, S., (2021). Exploration, exploitation and environmental innovation in agriculture. The case of variety mixture in France and Denmark. *Technological Forecasting and Social Change*, 172: 13 p. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2021.121028>
- Landini, F.; Gallardo Lopez, F.; Ramirez Valverde, G.; Aguilar Calegare, M.; Kellen Onofre Dos Santos, D., (2021). How much do extension agents and advisors value agroecology in different countries? Contributions to the understanding of their potential role in scaling up agroecology. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 45 (10): 1554-1578. <https://doi.org/10.1080/21683565.2021.1933296>
- Lapierre, M.; Sauquet, A.; Subervie, J., (2019). *Improving Farm Environmental Performance through Technical Assistance: Empirical Evidence on Pesticide Use*: French Association of Environmental and Resource Economists, 40 p. <https://econpapers.repec.org/RePEc:fae:wpaper:2019.19>
- Laurent, C.; Cerf, M.; Labarthe, P., (2006). Agricultural extension services and market regulation: learning from a comparison of six EU countries. *The Journal of Agricultural Education and Extension*, 12 (1). <https://doi.org/10.1080/13892240600740787>
- Laurent, C.; Nguyen, G.; Triboulet, P.; Ansaloni, M.; Bechtet, N.; Labarthe, P., (2021). Institutional continuity and hidden changes in farm advisory services provision: evidence from farmers' microAKIS observations in France. *The Journal of Agricultural Education and Extension*. <https://doi.org/10.1080/1389224X.2021.2008996>
- Leeuwis, C.; Ban, A.W.v.d., (2003). *Communication for Rural Innovation: Rethinking Agricultural Extension*. Blackwell Science, 412 p. <https://doi.org/10.1002/9780470995235>
- Lefebvre, M.; Espinosa, M.; Gomez y Paloma, S., (2012). *The influence of the Common Agricultural Policy on agricultural landscapes*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, JRC Scientific and Policy Reports, 83 p. <https://doi.org/10.2791/94269>
- LePrevost, C.E.; Denlea, G.; Dong, L.; Cope, W.G., (2021). Investigating audience response system technology during pesticide training for farmers. *The Journal of Agricultural Education and Extension*, 27 (1): 73-87. <https://doi.org/10.1080/1389224X.2020.1816478>
- Madureira, L.; Labarthe, P.; Marquesa, C.S.; Santos, G., (2022). Exploring microAKIS: farmer-centric evidence on the role of advice in agricultural innovation in Europe. *The Journal of Agricultural Education and Extension*, 28 (5): 549-575. <https://doi.org/10.1080/1389224X.2022.2123838>
- Magrini, M.-B.; Anton, M.; Cholez, C.; Corre-Hellou, G.; Duc, G.; Jeuffroy, M.-H.; Meynard, J.-M.; Pelzer, E.; Voisin, A.-S.; Walrand, S., (2016). Why are grain-legumes rarely present in cropping systems despite their environmental and nutritional benefits? Analyzing lock-in in the French agrifood system. *Ecological Economics*, 126: 152-162. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.03.024>
- Magrini, M.-B.; Anton, M.; Chardigny, J.-M.; Duc, G.; Duru, M.; Jeuffroy, M.-H.; Meynard, J.-M.; Micard, V.; Walrand, S., (2018). Pulses for Sustainability: Breaking Agriculture and Food Sectors Out of Lock-In. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 2: 1-17. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00064>
- Mak, S., (2001). Continued innovation in a Cambodian rice-based farming system: farmer testing and recombination of new elements. *Agricultural Systems*, 69 (1-2): 137-149. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(01\)00022-1](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(01)00022-1)
- McCown, R.L., (2002). Changing systems for supporting farmers' decisions: problems, paradigms, and prospects. *Agricultural Systems*, 74 (1): 179-220. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(02\)00026-4](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(02)00026-4)
- Meeus, J.H.A., (1993). The transformation of agricultural landscapes in Western Europe. *Science of the Total Environment*, 129 (1-2): 171-190. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(93\)90169-7](https://doi.org/10.1016/0048-9697(93)90169-7)
- Mendras, H., (1967). *La fin des paysans*. Paris: SEDEIS, 364 p.
- Moreau, J.P., (1974). *Manuel de droit rural*. Néret, 280 p.
- Moschitz, H.; Roep, D.; Brunori, G.; Tisenkopfs, T., (2015). Learning and Innovation Networks for Sustainable Agriculture: Processes of Co-evolution, Joint Reflection and Facilitation. *The Journal of Agricultural Education and Extension*, 21 (1): 1-11. <https://doi.org/10.1080/1389224X.2014.991111>

- Nettle, R.; Crawford, A.; Brightling, P., (2018). How private-sector farm advisors change their practices: An Australian case study. *Journal of Rural Studies*, 58: 20-27. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2017.12.027>
- Nielsen, G., (1984). Formation et formation continue du personnel de vulgarisation : comment combattre le vieillissement du système de vulgarisation. *Economie Rurale*, (159): 63-66. <https://doi.org/10.3406/ecoru.1984.3027>
- OCDE, (2011). *Evaluation of Agricultural Policy Reforms in the European Union*. Paris: OCDE - Organisation de Coopération et de Développement Economique, 180 p. <https://doi.org/10.1787/9789264112124-en>
- Olszak, N., (2008). Répertoire de droit commercial, Appellation d'origine et indication de provenance.
- Omnès, G., (2020). Choix variétal : la suprématie des blés BPS, bien partie pour durer. *Réussir Grandes Cultures* [Caen]. <https://www.reussir.fr/grandes-cultures/choix-variatal-la-suprematie-des-bles-bps-bien-partie-pour-durer>
- Philippe, M.-A.; Polombo, N., (2009). Soixante années de remembrement : Essai de bilan critique de l'aménagement foncier en France. *70 ans d'aménagement foncier en France : Principes, méthodes et évolution, comparaison avec d'autres expériences en Europe et dans le monde*. Lyon, 10 p. <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00948894>
- Pointereau, P.; Coulon, F., (2006). La haie en France et en Europe : évolution ou régression, au travers des politiques agricole. *Premières rencontres nationales de la Haie champêtre*. Auch, 9 p. <https://rmt-agroforesteries.fr/wp-content/uploads/documents/rnhc-interv-pointereau.pdf>
- Poole, N.D.; Lynch, K., (2003). Agricultural market knowledge: Systems for delivery of a private and public good. *The Journal of Agricultural Education and Extension*, 9 (3): 117-126. <https://doi.org/10.1080/13892240385300181>
- Poudevigne, I.; Alard, D., (1997). Landscape and Agricultural Patterns in Rural Areas: a Case Study in the Brionne Basin, Normandy, France. *Journal of Environmental Management*, 50 (4): 335-349. <https://doi.org/10.1006/jema.1997.0134>
- Prager, K.; Labarthe, P.; Caggiano, M.; Lorenzo-Arribas, A., (2016). How does commercialisation impact on the provision of farm advisory services? Evidence from Belgium, Italy, Ireland and the UK. *Land Use Policy*, 52: 329-344. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.12.024>
- Rémy, J., (1987). La crise de professionnalisation en agriculture : les enjeux de la lutte pour le contrôle du titre d'agriculteur. *Sociologie du Travail*, 29 (4): 415-441. <https://doi.org/10.3406/sotra.1987.2383>
- Rip, A.; Kemp, R., (1998). Technological change. In: Rayner, S.; Malone, E.L., eds. *Human choice and climate change. Vol. II, Resources and Technology*. Columbus, Ohio: Battelle Press, 6, 327-399. <https://research.utwente.nl/en/publications/technological-change>
- Ripert, G., (1946). Du droit contractuel au droit l'entreprise. Commentaire de l'ordonnance du 17 octobre 1945. 1.
- Rivera, W.M., (2000). The changing nature of agricultural information and the conflictive global developments shaping extension. *The Journal of Agricultural Education and Extension*, 7 (1): 31-42. <https://doi.org/10.1080/13892240008438803>
- Robin, P.; Aeschlimann, J.-P.; Feller, C., (2007). *Histoire et agronomie: entre ruptures et durée*. Marseille: IRD Editions (Colloques et séminaires), 512 p. <https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.4620>
- Röling, N.G.; Engel, P.G.H., (1990). Information technology from a knowledge system perspective: Concepts and issues. *Knowledge, Technology and Policy*, 3 (3): 6-18. <https://doi.org/10.1007/BF02824945>
- Rygnestad, H.; Fraser, R., (1996). Land heterogeneity and the effectiveness of CAP set-aside. *Journal of Agricultural Economics*, 47 (1-4): 255-260. <https://doi.org/10.1111/j.1477-9552.1996.tb00689.x>
- Ryschawy, J.; Choisis, N.; Choisis, J.P.; Gibon, A., (2013). Paths to last in mixed crop-livestock farming: lessons from an assessment of farm trajectories of change. *Animal*, 7 (4): 673-681. <https://doi.org/10.1017/S1751731112002091>
- Savatier, R., (1946). La nature juridique et les caractères nouveaux du droit à un bail rural. 41.
- Spiertz, H., (2014). Agricultural sciences in transition from 1800 to 2020: Exploring knowledge and creating impact. *European Journal of Agronomy*, 59: 96-106. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2014.06.001>

- Stuart, D.; Denny, R.C.H.; Houser, M.; Reimer, A.P.; Marquart-Pyatt, S., (2018). Farmer selection of sources of information for nitrogen management in the US Midwest: Implications for environmental programs. *Land Use Policy*, 70: 289-297. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.10.047>
- Sturel, S.; Naïlho, M., (2021). *AKIS and advisory services in France. Report for the AKIS inventory (Task 1.2) of the i2connect project*. Paris: APCA - Assemblée Permanente des Chambres d'Agriculture, i2Connect, 55 p.
- Sutherland, L.-A.; Labarthe, P., (2022). Introducing 'microAKIS': a farmer-centric approach to understanding the contribution of advice to agricultural innovation. *The Journal of Agricultural Education and Extension*, 28 (5): 525-547. <https://doi.org/10.1080/1389224X.2022.2121903>
- Thomas, A.; Schneider, A.; Pilorgé, É. (2013). Politiques agricoles et place du colza et du pois dans les systèmes de culture. *Agronomie Environnement et Société*, 3 (1): 61-73. <https://agronomie.asso.fr/aes-3-1>
- van der Ploeg, R.R.; Bohm, W.; Kirkham, M.B., (1999). On the Origin of the Theory of Mineral Nutrition of Plants and the Law of the Minimum. *Soil Science Society of America Journal*, 63 (5): 1055-1062. <https://doi.org/10.2136/sssaj1999.6351055x>
- Vanloqueren, G.; Baret, P.V., (2009). How agricultural research systems shape a technological regime that develops genetic engineering but locks out agroecological innovations. *Research Policy*, 38 (6): 971-983. <https://doi.org/10.1016/j.respol.2009.02.008>
- Vellve, R., (1992). *Saving the seed: genetic diversity and European agriculture*. Londres: Routledge (*Natural Resource Management Set*), 210 p.
- Villemaine, R.; Compagnone, C.; Falconnet, C., (2021). The social construction of alternatives to pesticide use: A study of biocontrol in Burgundian viticulture. *Sociologia Ruralis*, 61 (1): 74-95. <https://doi.org/10.1111/soru.12320>
- Waddington, H.; Snilstveit, B.; Hombrados, J.; Vojtkova, M.; Phillips, D.; Davies, P.; White, H., (2014). Farmer Field Schools for Improving Farming Practices and Farmer Outcomes: A Systematic Review. *Campbell Systematic Reviews*, 10 (1): 335 p. <https://doi.org/10.4073/CSR.2014.6>

Section 2.5

- Acemoglu, D.; D., L.; List, J.A., (2018). Des économies d'échelle. *Microéconomie*. Londres: Pearson Education.
- Akerlof, G.A., (1970). The Market for 'Lemons': Quality Uncertainty and the Market Mechanism. *The Quarterly Journal of Economics*, 84 (3): 488-500. <https://doi.org/10.2307/1879431>
- AND-International, (2020). *Le marché alimentaire bio en 2020 : Estimation de la consommation des ménages en produits alimentaires biologiques en 2020*. Paris: Agence Bio, 74 p. <https://www.agencebio.org/wp-content/uploads/2022/01/Evaluation-du-marche-Bio-en-2020-Agence-BIO-ANDI.pdf>
- Angeon, V.; Bates, S., (2020). Mettre en œuvre la transition agroécologique : une analyse des règles de décision dans les systèmes bananiers aux Antilles françaises. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, 2020 (3): 503-529. <https://doi.org/10.3917/reru.203.0503>
- Ansaloni, M., (2015). *Le tournant environnemental de la PAC : Débats et coalitions en France, en Hongrie et au Royaume-Uni*. Paris: L'Harmattan (*Logiques politiques*), 374 p.
- Arata, L.; Sckokai, P., (2016). The impact of agri-environmental schemes on farm performance in five E.U Member states: a DIS-matching approach. *Land Economics*, 92 (1): 167-186. <https://www.jstor.org/stable/24773471>
- Arthur, W.B., (1989). Competing Technologies, Increasing Returns, and Lock-In by Historical Events. *The Economic Journal*, 99 (394): 116-131. <https://doi.org/10.2307/2234208>
- Ashenfelter, O.; Ciccarella, S.; Shatz, H.J., (2007). French Wine and the U.S. Boycott of 2003: Does Politics Really Affect Commerce? *Journal of Wine Economics*, 2 (1): 55-74. <https://doi.org/10.1017/S1931436100000298>
- Behaghel, L.; Macours, K.; Subervie, J., (2019). How can randomised controlled trials help improve the design of the common agricultural policy? *European Review of Agricultural Economics*, 46 (3): 473-493. <https://doi.org/10.1093/erae/jbz021>
- Belmin, R.; Meynard, J.-M.; Julhia, L.; Casabianca, F., (2018). Sociotechnical controversies as warning signs for niche governance. *Agronomy for Sustainable Development*, 38 (5): 1-12. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0521-7>

- Bertoni, D.; Aletti, G.; Ferrandi, G.; Micheletti, A.; Cavicchioli, D.; Pretolani, R., (2018). Farmland Use Transitions After the CAP Greening: a Preliminary Analysis Using Markov Chains Approach. *Land Use Policy*, 79: 789-800. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.09.012>
- Bodiguel, L., (2011). Les clauses environnementales dans le statut du fermage. *Revue de Droit Rural*, 398: 27-33. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02450392>
- Bodiguel, L., (2015). Quand le droit agro-environnemental transcende le droit rural. Réflexions suite à la loi d'Avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt de 2014. *Revue de Droit Rural*, 430 (Dossier 6): 1-7. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01742797>
- Bonneuil, C.; Thomas, F., (2009). *Gènes, pouvoirs et profits. Recherche publique et régimes de production des savoirs de Mendel aux OGM*. Versailles: Editions Quae, 627 p. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01170617>
- Bougherara, D., (2003). *L'écolabellisation : un instrument de préservation de l'environnement par le consommateur ? Une application aux produits agro-alimentaires*. Sciences Economiques. Université de Bourgogne, Dijon. 425 p. <https://hal.inrae.fr/tel-02833778>
- Bougherara, D.; Thiébaud, L.; Grolleau, G., (2003). L'exclusion des produits agroalimentaires du dispositif d'écolabellisation. *Economie Rurale*, (275): 83-90. <https://doi.org/10.3406/ecoru.2003.5416>
- Bougherara, D.; Grolleau, G.; Mzoughi, N., (2009). Buy local, pollute less: What drives households to join a community supported farm? *Ecological Economics*, 68 (5): 1488-1495. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.10.009>
- Bougherara, D.; Ropars-Collet, C.; SAINT-GILLES, J., (2020). Impact of private labels and information campaigns on organic and fair trade food demand. *Journal of Agricultural and Food Industrial Organization*, 20 (1). <https://doi.org/10.1515/jafio-2019-0018>
- Boulestreau, Y.; Casagrande, M.; Navarrete, M., (2021). Analyzing barriers and levers for practice change: a new framework applied to vegetables' soil pest management. *Agronomy for Sustainable Development*, (41). <https://doi.org/10.1007/s13593-021-00700-4>
- Briggeman, B.C.; Lusk, J.L., (2011). Preferences for fairness and equity in the food system. *European Review of Agricultural Economics*, 38 (1): 1-29. <https://doi.org/10.1093/erae/jbq033>
- Caquet, T.; Gascuel, C.; Tixier-Boichard, M., (2020). *Agroécologie: des recherches pour la transition des filières et des territoires*. Versailles: Quae (*Matière à débattre et décider*), 104 p. <https://doi.org/10.35690/978-2-7592-3130-0>
- CCE, (2017). *Le verdissement: complexité accrue du régime d'aide au revenu et encore aucun bénéfice pour l'environnement*. Luxembourg: Cour des comptes européenne, (21), 73 p. <https://doi.org/10.2865/9502>
- Célimène, F.; Watson, P., (1991). *Économie politique caribéenne*. Paris: Economica, 245 p.
- Chaffotte, L.; Chiffolleau, Y., (2007). Vente directe et circuits courts : évaluations, définitions et typologie. *Les cahiers de l'observatoire CROC* [Montpellier], (1): 8 p. [https://www.platforme21.org/spip.php?action=accéder_document&arg=1014&cle=b9ae3558c2d32d202e0c17d071435e1265fd744f&file=pdf%2FCahier 1- typo et évaluation .pdf](https://www.platforme21.org/spip.php?action=accéder_document&arg=1014&cle=b9ae3558c2d32d202e0c17d071435e1265fd744f&file=pdf%2FCahier%201-typo%20et%20évaluation.pdf)
- Chang, J.B.; Lusk, J.L., (2009). Fairness and food choice. *Food Policy*, 34 (6): 483-491. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2009.08.002>
- Chavis, L.; Leslie, P., (2009). Consumer boycotts: The impact of the Iraq war on French wine sales in the US. *Quantitative Marketing and Economics*, 7 (1): 37-67. <https://doi.org/10.1007/s11129-008-9043-y>
- Chiffolleau, Y., (2008). Les circuits courts de commercialisation en agriculture : diversité et enjeux pour le développement durable. In: Maréchal, G., ed. *Les circuits courts alimentaires : bien manger dans les territoires*. Dijon: Educagri, 1, 21-30. <https://doi.org/10.3917/edagri.colle.2008.01.0019>
- Chiffolleau, Y.; Paturel, D., (2016). Les circuits courts alimentaires « pour tous », outils d'analyse de l'innovation sociale. *Innovations - Revue d'économie et de management de l'innovation*, 2016/2 (50): 191-210. <https://doi.org/10.3917/inno.050.0191>
- Chiffolleau, Y., (2017). Dynamique des identités collectives dans le changement d'échelle des circuits courts alimentaires. *Revue Française de Socio-Economie*, 2017/1 (18): 123-141. <https://doi.org/10.3917/rfse.018.0123>

- Combris, P., (2006). Le poids des contraintes économiques dans les choix alimentaires. *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, 42 (5): 279-284. [https://doi.org/10.1016/S0007-9960\(06\)70640-X](https://doi.org/10.1016/S0007-9960(06)70640-X)
- Concilio, G.; Tosoni, I., (2019). *Innovation Capacity and the City: The Enabling Role of Design*. Cham: Springer (SpringerBriefs in Applied Sciences and Technology), 108 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-00123-0>
- Connolly, C.; Klaiber, H.A., (2014). Does Organic Command a Premium When the Food is Already Local? *American Journal of Agricultural Economics*, 96 (4): 1102-1116. <https://doi.org/10.1093/ajae/aau030>
- Cour-des-Comptes, (2021). *Accompagner la transition agroécologiques, les enjeux structurels pour la France*. Paris: Cour des Comptes, 26 p. <https://www.ccomptes.fr/sites/default/files/2021-10/20211021-NS-Transition-agroecologique.pdf>
- Darby, M.R.; Karni, E., (1973). Free Competition and the Optimal Amount of Fraud. *Journal of Law & Economics*, 16 (1): 67-88. <https://doi.org/10.1086/466756>
- Della Rossa, P.; Le Bail, M.; Mottes, C.; Jannoyer, M.; Cattani, P., (2020). Innovations developed within supply chains hinder territorial ecological transition: the case of a watershed in Martinique. *Agronomy for Sustainable Development*, 40 (1): 10 p. <https://doi.org/10.1007/s13593-020-0613-z>
- Dessainjean, F., (2020). Vente de variétés du domaine public aux non-professionnels à des fins non commerciales. *Revue de Droit Rural*, (486): 45-46.
- Doussan, I., (2006). La loi d'orientation agricole et la protection de l'environnement. *Droit de l'environnement*, (137): 100-104.
- Dubuisson-Quellier, S., (2019). *La Consommation engagée*. Paris: Les Presses de Science Po (Contester), 162 p.
- Dupre, L.; Lamine, C.; Navarrete, M., (2017). Short Food Supply Chains, Long Working Days: Active Work and the Construction of Professional Satisfaction in French Diversified Organic Market Gardening. *Sociologia Ruralis*, 57 (3): 396-414. <https://doi.org/10.1111/soru.12178>
- Duru, M., (2019). Trends in agri-food choices for health since the 1960s: the case of fatty acids. *OCL Oilseeds and fats crops and lipids*, 26: 1-11. <https://doi.org/10.1051/ocl/2019038>
- Etiévant, P.; Bellisle, F.; Dallongeville, J.; Etilé, F.; Guichard, E.; Padilla, M.; Romon-Rousseaux, M.; Donnars, C.; Tibi, A., (2010). *Les comportements alimentaires. Quels en sont les déterminants ? Quelles actions, pour quels effets ? Rapport de l'expertise scientifique collective*. Paris: Inra, 277 p. <https://doi.org/10.15454/7906-9e40>
- Feddersen, T.J.; Gilligan, T.W., (2004). Saints and Markets: Activists and the Supply of Credence Goods. *Journal of Economics & Management Strategy*, 10 (1): 149-171. <https://doi.org/10.1111/j.1430-9134.2001.00149.x>
- Florax, R.J.G.M.; Traviis, C.M.; Nijkamp, P., (2005). A Meta-analysis of the Willingness to Pay for Reductions in Pesticide Risk Exposure. *European Review of Agricultural Economics*, 32 (4): 441-467. <https://doi.org/10.1093/erae/jbi025>
- Foray, D., (1989). Les modèles de compétition technologique. Une revue de la littérature. *Revue d'économie industrielle*, 48: 16-34. <https://doi.org/10.3406/rei.1989.2244>
- Friedman, M., (1985). Consumer Boycotts in the United States, 1970-1980: Contemporary Events in Historical Perspective. *Journal of Consumer Affairs*, 19 (1): 96-117. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6606.1985.tb00346.x>
- Friedman, M., (1996). A positive approach to organized consumer action: The "boycott" as an alternative to the boycott. *Journal of Consumer Policy*, 19 (4): 439-451. <https://doi.org/10.1007/BF00411502>
- Fuzeau, V.; Dubois, G.; Théron, O.; Allaire, G., (2012). *Diversification des cultures dans l'agriculture française. Etat des lieux et dispositifs d'accompagnement*. Etudes et documents du CGDD, 1-24. <http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/document.html?id=Temis-0076395>
- Geels, F.W., (2002). Technological transitions as evolutionary reconfiguration processes: a multi-level perspective and a case-study. *Research Policy*, 31 (8-9): 1257-1274. [https://doi.org/10.1016/S0048-7333\(02\)00062-8](https://doi.org/10.1016/S0048-7333(02)00062-8)
- Geels, F.W., (2004). From sectoral systems of innovation to socio-technical systems: Insights about dynamics and change from sociology and institutional theory. *Research Policy*, 33 (6-7): 897-920. <https://doi.org/10.1016/j.respol.2004.01.015>
- Geels, F.W.; Schot, J., (2007). Typology of sociotechnical transition pathways. *Research Policy*, 36 (3): 399-417. <https://doi.org/10.1016/j.respol.2007.01.003>

- Geels, F.W., (2011). The multi-level perspective on sustainability transitions: Responses to seven criticisms. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 1 (1): pp. 24-40. <https://doi.org/10.1016/j.eist.2011.02.002>
- Gilardeau, J.-M., (2005). Le développement des territoires ruraux sème ses zones. *Revue de Droit Rural*, (332): 12-21.
- Glazer, A.; Kannianen, V.; Poutvaara, P., (2010). Firms' ethics, consumer boycotts, and signalling. *European Journal of Political Economy*, 26 (3): 340-350. <https://doi.org/10.1016/j.ejpoleco.2009.12.002>
- Gocht, A.; Ciaian, P.; Bielza, M.; Terres, J.-M.; Roeder, N.; Himics, M.; Salputra, G., (2017). EU-wide Economic and Environmental Impacts of CAP Greening with High Spatial and Farm-type Detail. *Journal of Agricultural Economics*, 68 (3): 651-681. <https://doi.org/10.1111/1477-9552.12217>
- Grémillet, A.; Fosse, J., (2020). *Améliorer les performances économiques et environnementales de l'agriculture : les coûts et bénéfices de l'agroécologie*. Paris: France Stratégie, Document de travail, 74 p. <https://www.strategie.gouv.fr/sites/strategie.gouv.fr/files/atoms/files/fs-2020-dt-agroecologie-aout.pdf>
- Grimonprez, B., (2015). La transition agro-écologique : une question de droit. *Revue de Droit Rural: Dossier 25*. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02454470>
- Grimonprez, B., (2016). La compensation écologique d'après la loi biodiversité. *Revue Droit et Patrimoine*, Novembre 2016: p. 22. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01550574>
- Guichard, L.; Dedieu, F.; Jeuffroy, M.-H.; Meynard, J.-M.; Reau, R.; Savini, I., (2017). Le plan Ecophyto de réduction d'usage des pesticides en France : décryptage d'un échec et raisons d'espérer. *Cahiers Agricultures*, 26 (1): 12 p. <https://doi.org/10.1051/cagri/2017004>
- Guillou, M.; Guyomard, H.; Huyghe, C.; Peyraud, J.L., (2013). *Le projet agro-écologique : vers des agricultures doublement performantes pour concilier compétitivité et respect de l'environnement. Propositions pour le ministre*, 163 p. <http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/document.html?id=Temis-0078910>
- Hamilton, S.F.; Zilberman, D., (2006). Green markets, eco-certification, and equilibrium fraud. *Journal of Environmental Economics and Management*, 52 (3): 627-644. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2006.05.002>
- Hermon, C., (2015). L'agroécologie en droit : état et perspective. *Revue juridique de l'environnement*, 40 (3): 407-422. <https://doi.org/10.3406/rjenv.2015.6660>
- Karl, H.; Orwat, C., (1999). Economic Aspects of Environmental Labelling. In: Folmer, H.; Tietenberg, T., eds. *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 1999/2000: A Survey of Current Issues*. Cheltenham: Edward Elgar (New Horizons in Environmental Economics series) 3, 107-170.
- Katz, M.; Shapiro, C., (1985). Networks externalities, competition and compatibility. *AMERICAN ECONOMIC REVIEW*, 75: 424-440.
- Klein, J.G.; Smith, N.C.; John, A., (2002). Exploring motivations for participation in a consumer boycott. In: Broniarczyk, S.M.; Nakamoto, K., eds. *Advances in Consumer Research*. Valdosta: ASSOC CONSUMER RESEARCH, 363-369.
- Klein, J.G.; Smith, N.C.; John, A., (2004). Why we boycott: Consumer motivations for boycott participation. *Journal of Marketing*, 68 (3): 92-109. <https://doi.org/10.1509%2Fjmk.68.3.92.34770>
- Lamine, C.; Meynard, J.M.; Bui, S.; Messean, A., (2010). Réductions d'intrants : des changements techniques, et après ? Effets de verrouillage et voies d'évolution à l'échelle du système agri-alimentaire. *Innovations Agronomiques*, 8: 121-134.
- Lamine, C., (2011). Transition pathways towards a robust ecologization of agriculture and the need for system redesign. Cases from organic farming and IPM. *Journal of Rural Studies*, 27 (2): 209-219. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2011.02.001>
- Li, S.; Kallas, Z., (2021). Meta-analysis of consumers' willingness to pay for sustainable food products. *Appetite*, 163: 11 p. <https://doi.org/10.1016/j.appet.2021.105239>
- Louhichi, K.; Ciaian, P.; Espinosa, M.; Perni, A.; Gomez y Paloma, S., (2018). Economic impacts of CAP greening: application of an EU-wide individual farm model for CAP analysis (IFM-CAP). *European Review of Agricultural Economics*, 45 (2): 205-238. <https://doi.org/10.1093/erae/jbx029>

- Magrini, M.-B.; Duru, M., (2014). Dynamiques d'innovation dans l'alimentation des bovins - lait : une analyse du processus de diffusion de la démarche « Bleu-Blanc-Cœur » et de ses répercussions. *Fourrages*, (217): 79-90. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02633559>
- Magrini, M.-B.; Anton, M.; Chardigny, J.-M.; Duc, G.; Duru, M.; Jeuffroy, M.-H.; Meynard, J.-M.; Micard, V.; Walrand, S., (2018). Pulses for Sustainability: Breaking Agriculture and Food Sectors Out of Lock-In. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 2: 1-17. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00064>
- Mahy, L.; Dupeux, B.E.T.I.; Van Huylenbroeck, G.; Buysse, J., (2015). Simulating farm level response to crop diversification policy. *Land Use Policy*, 45: 36-42. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.01.003>
- Makarem, S.C.; Jae, H., (2016). Consumer Boycott Behavior: An Exploratory Analysis of Twitter Feeds. *Journal of Consumer Affairs*, 50 (1): 193-223. <https://doi.org/10.1111/joca.12080>
- Mansfield, E., (1961). Technical change and the rate of imitation. *Econometrica*, 29 (4): 741-766. <https://doi.org/10.2307/1911817>
- Massey, M.; O'Cass, A.; Otahal, P., (2018). A meta-analytic study of the factors driving the purchase of organic food. *Appetite*, 125: 418-427. <https://doi.org/10.1016/j.appet.2018.02.029>
- Masson, J.-E., (2021). Imaginer et réaliser des projets sociotechniques en recherche-action participative : un exemple en viticulture. *Techniques de l'ingénieur Éco-conception et innovation responsable*. <https://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/innovation-th10/sciences-techniques-et-societe-42697210/imaginer-et-realiser-des-projets-sociotechniques-en-recherche-action-participative-un-exemple-en-viticulture-ag120/>
- Meynard, J.M.; Messéan, A.; Charlier, A.; Charrier, F.; Farès, M.; Le Bail, M.; Magrini, M.B.; Savini, S.; Réchauchère, O., (2013). *Crop diversification: obstacles and levers. Study of farms and supply chains*, 59.
- Meynard, J.-M.; Charlier, A.; Charrier, F.; Fares, M.h.; Le Bail, M.; Magrini, M.-B.; Messéan, A., (2015). La diversification des cultures : comment la promouvoir ? *Notes et Etudes Socio-Economiques*, (39): 7-29. <https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Nes39A1/Nes39A1.pdf>
- Meynard, J.-M.; Jeuffroy, M.-H.; Le Bail, M.; Lefevre, A.; Magrini, M.-B.; Michon, C., (2017). Designing coupled innovations for the sustainability transition of agrifood systems. *Agricultural Systems*, 157: 330-339. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.08.002>
- Meynard, J.M.; Charrier, F.; Fares, M.; Le Bail, M.; Magrini, M.B.; Charlier, A.; Messean, A., (2018). Socio-technical lock-in hinders crop diversification in France. *Agronomy for Sustainable Development*, 38 (5): 13. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0535-1>
- Morel, K.; Revoyron, E.; San Cristobal, M.; Baret, P.V., (2020). Innovating within or outside dominant food systems? Different challenges for contrasting crop diversification strategies in Europe. *Plos One*, 15 (3): 1-24. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0229910>
- Navarrete, M.; Lefevre, A.; Dufils, A.; Pares, L.; Perrin, B., (2017). Concevoir et évaluer avec les acteurs des systèmes de culture adaptés à leurs cadres de contraintes et d'objectifs en production maraîchère sous abri. Mise en pratique et enseignements dans les projets GeDuNem et 4SYSLEG. *Innovations Agronomiques*, 61: 33-49. <https://doi.org/10.15454/1.5174003831099963e12>
- Nelson, P., (1970). Information and Consumer Behavior. *Journal of Political Economy*, 78 (2): 311-329. <https://doi.org/10.1086/259630>
- Olson, J.C.; Jacoby, J., (1972). Cue utilization in the quality perception process. In: Venkatesan, M., ed. *Proceedings of the Third Annual Conference of the Association for Consumer Research*. Association for Consumer Research, 167-179. <https://www.acrwebsite.org/assets/PDFs/Proceedings/NAACR3rdannual.pdf>
- Pe'er, G.; Zinngrebe, Y.; Moreira, F.; Sirami, C.; Schindler, S.; Mueller, R.; Bontzorlos, V.; Clough, D.; Bezak, P.; Bonn, A.; Hansjurgens, B.; Lomba, A.; Mockel, S.; Passoni, G.; Schleyer, C.; Schmidt, J.; Lakner, S., (2019). A greener path for the EU Common Agricultural Policy. *Science*, 365 (6542): 449-451. <https://doi.org/10.1126/science.aax3146>
- Pe'er, G.; Lakner, S., (2020). The EU's Common Agricultural Policy Could Be Spent Much More Efficiently to Address Challenges for Farmers, Climate, and Biodiversity. *One Earth*, 3 (2): 173-175. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.08.004>

- Pernin, J.-L., (1994). Réseaux et rendements croissants d'adoption dans l'agriculture biologique en France. *Revue d'Économie Industrielle*, 70: 49-71. <https://doi.org/10.3406/rei.1994.1547>
- Petitot, M.; Boyer, L.; Minier, C.; Micard, V., (2010). Fortification of pasta with split pea and faba bean flours: Pasta processing and quality evaluation. *Food Research International*, 43 (2): 634-641. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2009.07.020>
- Poméon, T.; Desquilbet, M.; Monier-Dilhan, S., (2015). Entre standards privés et normes publiques, la diversité des agricultures biologiques. *Pour*, (227): 89-96. <https://doi.org/10.3917/pour.227.0089>
- Printezis, I.; Grebitus, C.; Hirsch, S., (2019). The price is right!? A meta-regression analysis on willingness to pay for local food. *Plos One*, 14 (5): 23 p. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215847>
- Renault, S., (2019). C'est qui le Patron ?! Les enjeux de la mobilisation des consommateurs. *Annales des Mines - Gérer et comprendre*, 2019/4 (138): 39-56. <https://doi.org/10.3917/geco1.138.0039>
- Ridier, A.; Labarthe, P., (2019). Agricultural Policies and the Reduction of Uncertainties in Promoting Diversification of Agricultural Productions: Insights From Europe. In: Lemaire, G.; Kronberg, S.; De Faccio Carvalho, P.C.; Recous, S., eds. *Agroecosystem Diversity: Reconciling Contemporary Agriculture and Environmental Quality*. Academic Press, 23, 361-374. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811050-8.00023-6>
- Rip, A.; Kemp, R., (1998). Technological change. In: Rayner, S.; Malone, E.L., eds. *Human choice and climate change. Vol. II, Resources and Technology*. Columbus, Ohio: Battelle Press, 6, 327-399. <https://research.utwente.nl/en/publications/technological-change>
- Rosenberg, N., (1983). *Inside the Black box: Technology and Economics*. Cambridge University Press.
- Sauquet, A., (2023). Ex post analysis of the crop diversification measure of CAP greening in France. *European Review of Agricultural Economics*, 50 (2): 717-742. <https://doi.org/10.1093/erae/jbac022>
- Schlenker, W.; Villas-Boas, S.B., (2009). Consumer and Market Responses to Mad Cow Disease. *American Journal of Agricultural Economics*, 91 (4): 1140-1152. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8276.2009.01315.x>
- Schneider, A.; Huyghe, C., (2015). *Les légumineuses pour des systèmes agricoles et alimentaires durables*. Versailles: Quae (Hors collection), 512 p. <https://doi.org/10.35690/978-2-7592-2335-0>
- Smith, A., (2007). Translating sustainabilities between green niches and socio-technical regimes. *Technology Analysis & Strategic Management*, 19 (4): 427-450. <https://doi.org/10.1080/09537320701403334>
- Solagro, (2009). *Les infrastructures agro-écologiques*. Toulouse, 30 p. http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/document.html?id=Temis-0077529&order=descendant&sort=auteur_sort
- Sproul, T.W.; Kropp, J.D.; Barr, K.D., (2015). The pricing of community supported agriculture shares: evidence from New England. *Agricultural Finance Review*, 75 (3): 313-329. <https://doi.org/10.1108/AFR-04-2015-0020>
- Thoyer, S.; Després, C.; Le Bail, M.; Meynard, J.M.; Messean, A., (2014). La diversification des cultures pour limiter les impacts environnementaux : freins et leviers agronomiques et économiques en France. Quelques propositions pour les exploitations, les filières et la PAC. *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 4 (1): 63-69. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01198249>
- Thoyer, S.; Préget, R., (2019). Enriching the CAP evaluation toolbox with experimental approaches: introduction to the special issue. *European Review of Agricultural Economics*, 46 (3): 347-366. <https://doi.org/10.1093/erae/jbz024>
- Tibi, A.; Therond, O., (2017). *Evaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFSE. Synthèse du rapport d'étude*. Paris: Inra, 118 p. <https://doi.org/10.15454/1h4z-tq90>
- Toler, S.; Briggeman, B.C.; Lusk, J.L.; Adams, D.C., (2009). Fairness, Farmers Markets, and Local Production. *American Journal of Agricultural Economics*, 91 (5): 1272-1278. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8276.2009.01296.x>
- Tyran, J.R.; Engelmann, D., (2005). To Buy or Not to Buy? An Experimental Study of Consumer Boycotts in Retail Markets. *Economica*, 72 (285): 1-16. <https://doi.org/10.1111/j.0013-0427.2005.00399.x>
- Vanloqueren, G.; Baret, P.V., (2008). Why are ecological, low-input, multi-resistant wheat cultivars slow to develop commercially? A Belgian agricultural 'lock-in' case study. *Ecological Economics*, 66 (2-3): 436-446. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.10.007>

- Vedrine, L.; Larmet, V., (2021). *Additionnalité des Mesures Agro-Environnementales et Climatiques: évaluation contrefactuelle de l'efficacité environnementale*. Dijon: INRAE-CESAER. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03502522>
- Volz, P.; Weckenbrock, P.; Cressot, N.; Parot, J., (2016). *An Overview of Community Supported Agriculture in Europe*: European CSA Research Group, 138 p. <https://urgenci.net/wp-content/uploads/2016/05/Overview-of-Community-Supported-Agriculture-in-Europe-F.pdf>
- Zander, P.; Amjath-Babu, T.S.; Preissel, S.; Reckling, M.; Bues, A.; Schlaefke, N.; Kuhlman, T.; Bachinger, J.; Uthes, S.; Stoddard, F.; Murphy-Bokern, D.; Watson, C., (2016). Grain legume decline and potential recovery in European agriculture: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36 (2): 20 p. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0365-y>
- Zimmer, S.; Liebe, U.; Didier, J.-P.; Hess, J., (2016). Luxembourgish farmers' lack of information about grain legume cultivation. *Agronomy for Sustainable Development*, 36 (1): 1-10. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0339-5>

Chapitre 3.

Effets de la diversité végétale des parcelles et des paysages agricoles sur les bioagresseurs

Coordination : Aude Vialatte et Anaïs Tibi

Sommaire

Introduction	310
3.1. Cadre d'analyse adopté pour organiser la synthèse des connaissances	314
3.1.1. Typologie des modes de diversification végétale	314
3.1.1.1. Diversité de la végétation cultivée à l'échelle de la parcelle	316
3.1.1.2. Diversité de la végétation à l'échelle du paysage	319
3.1.2. Typologie des bioagresseurs et de leurs ennemis naturels	320
3.1.2.1. Traits de spécialisation	321
3.1.2.2. Traits de dispersion	322
3.1.2.3. Traits de perception et de communication	323
3.1.2.4. Traits démographiques	323
3.1.2.5. Traits de résistance aux conditions extrêmes / à l'absence de ressources	323
3.1.2.6. Traits de développement	324
3.1.2.7. Traits d'effet	325
3.1.3. Typologie des mécanismes écologiques en jeu dans la régulation des bioagresseurs au moyen de la diversification végétale	326
3.1.3.1. Mécanismes de régulation induits par la fragmentation de l'habitat des bioagresseurs des cultures	329
3.1.3.2. Mécanismes de régulation induits par l'hétérogénéité de l'habitat des bioagresseurs	330
3.1.3.3. Mécanismes de régulation induits par les interactions entre les plantes	332
3.1.3.4. Mécanismes de régulation induits par les interactions entre les plantes et les ennemis naturels des bioagresseurs	333
3.1.3.5. Le rôle des interactions ennemis naturels-ennemis naturels et bioagresseurs-bioagresseurs	333
3.2. Effets de la diversité génétique intra-spécifique intra-parcellaire de la végétation cultivée	335
3.2.1. Introduction	335
3.2.2. Constitution et description du corpus bibliographique	337
3.2.3. Principaux effets documentés des associations intra-spécifiques sur la régulation des bioagresseurs	338
3.2.4. Mécanismes impliqués dans la régulation des bioagresseurs	342
3.2.4.1. Des effets de court terme (annuels) à ceux de plus long terme (pluriannuels)	342
3.2.4.2. Mécanismes qui sous-tendent la réduction de la taille de la population de bioagresseur à l'échelle annuelle (« efficacité »)	343
3.2.4.3. Mécanismes qui sous-tendent le contrôle de l'évolution des caractéristiques populationnelles (virulence, agressivité) à l'échelle pluriannuelle (« durabilité ») et prolongement de l'efficacité d'autres méthodes de protection	350
3.2.5. Traits des couverts, des bioagresseurs et pratiques agricoles susceptibles de moduler l'efficacité des associations intra-spécifiques et sa durabilité	351
3.2.5.1. Traits du mélange de plantes hôtes	352
3.2.5.2. Traits des bioagresseurs	353
3.2.5.3. Pratiques culturelles et facteurs environnementaux	356

3.2.6. Quantification de l'efficacité des associations intra-spécifiques et de sa variabilité dans différents contextes agronomiques	359
3.2.6.1. Approches expérimentales analytiques bioagresseur-centrées	359
3.2.6.2. Approches systémiques et multifonctionnelles : tendre vers des approches multiservices	366
3.2.7. Conclusion et besoins de recherches	367
3.2.7.1. Conclusions	367
3.2.7.2. Besoins de recherche	371
3.3. Effets de la diversité génétique interspécifique intra-parcellaire de la végétation cultivée	374
3.3.1. Introduction	374
3.3.1.1. Modes de diversification concernés par cette analyse	374
3.3.1.2. Constitution et caractérisation du corpus bibliographique	376
3.3.1.3. Motivations pour la diversification végétale intra-parcellaire	377
3.3.2. Mécanismes impliqués dans la régulation des bioagresseurs	377
3.3.2.1. Association de cultures (intercropping/mix cropping)	378
3.3.2.2. Couvert végétaux d'interculture (<i>cover crop</i>)	380
3.3.2.3. Plantes pièges (<i>trap crop</i>) et plantes compagnes (<i>companion crop</i>)	381
3.3.2.4. Couvert maintenu dans la culture sous forme de mulch vivant	383
3.3.2.5. Agroforesterie	383
3.3.3. Synthèse des effets de la composition interspécifique intra-parcellaire	394
3.3.3.1. Associations de cultures	394
3.3.3.2. Couvert d'interculture	404
3.3.3.3. Culture piège et plante compagne	405
3.3.3.4. Agroforesterie	407
3.3.4. Discussion	416
3.3.4.1. Aspects transversaux	416
3.3.4.2. S'inspirer de la nature pour diversifier les plantes cultivées	416
3.3.4.3. Les adventices : une biodiversité spontanée au service du contrôle biologique ?	417
3.3.4.4. Conception et optimisation des assemblages de cultures/couverts pour le service donné	419
3.3.4.5. Quantifier le rôle de la diversité intra-spécifique pour maximiser les effets de la diversité interspécifique	420
3.3.4.6. Ouverture sur l'effet long-terme du bénéfice à avoir diversifié une année	421
3.4. Effets combinés de la configuration spatiale et de la composition biologique de la végétation intra-parcellaire	422
3.4.1. Constitution et description du corpus bibliographique	422
3.4.2. Une littérature abordant l'arrangement spatial des espèces végétales de manière secondaire	423
3.4.3. Une littérature à l'interface de différentes approches	424
3.4.4. La construction de cadres conceptuels	425

3.4.5. En quoi l'arrangement spatial intraparcellaire intervient-il dans les mécanismes qui régissent la régulation des bioagresseurs ?	427
3.4.5.1. Echelle de la plante	427
3.4.5.2. Echelle du voisinage plante - plante	429
3.4.5.3. Echelle du couvert	429
3.4.6. Bibliographie centrée sur l'analyse de l'arrangement spatial intra-parcellaire	432
3.4.6.1. Distance	432
3.4.6.2. Orientation.....	434
3.4.6.3. Organisation spatiale	434
3.4.7. Conclusions et besoins de recherche	435
3.5. Effets de la diversité temporelle de la végétation au sein de la parcelle (rotations)	438
3.5.1. Introduction.....	438
3.5.1.1. Une brève histoire des rotations	438
3.5.1.2. L'objectif de cette étude	439
3.5.2. Constitution et description du corpus bibliographique.....	439
3.5.2.1. Corpus bibliographique pour analyser les effets des rotations sur les bioagresseurs	440
3.5.2.2. Corpus bibliographique pour analyser l'effet des rotations à des échelles spatio-temporelle supérieures à celles de la parcelle et de la séquence	442
3.5.3. Généralités sur l'effet des rotations sur les bioagresseurs	444
3.5.3.1. Effet des rotations sur les adventices	444
3.5.3.2. Effets des rotations sur les maladies fongiques et bactériennes.....	446
3.5.3.3. Effets des rotations sur les nématodes parasites des cultures.....	448
3.5.3.4. Effets des rotations sur les arthropodes bioagresseurs des cultures	451
3.5.3.5. Effets des rotations sur les auxiliaires.....	451
3.5.4. Mécanismes impliqués dans la régulation des bioagresseurs par les rotations.....	452
3.5.4.1. Relargage de composés à effet toxique	452
3.5.4.2. Effets des interactions directes entre les cultures présentes dans la rotation et les bioagresseurs....	453
3.5.4.3. Effet des rotations sur les caractéristiques environnementales.....	453
3.5.4.4. Impact des rotations sur les dynamiques de population des ennemis naturels des bioagresseurs et le contrôle biologique	454
3.5.5. Facteurs pouvant moduler l'effet des rotations sur les bioagresseurs	455
3.5.5.1. Les autres pratiques agricoles.....	455
3.5.5.2 Influence des caractéristiques du bioagresseur sur l'effet des rotations	456
3.5.5.3. Le contexte paysager	457
3.5.5.4 Influence du climat / saison	457
3.5.6. Effet des rotations à des échelles spatio-temporelle supérieures à celles de la parcelle et de la séquence (paysage de rotations)	457
3.5.6.1. Effets de la rotation aux échelles spatiales supérieures à celle de la parcelle - dynamique du paysage de cultures	458
3.5.6.2. Prise en compte simultanée de plusieurs organismes.....	462
3.5.6.3. Adaptations des bioagresseurs	463

3.5.7. Apports de la modélisation	463
3.5.8. Conclusion et besoins de recherches	464
3.5.8.1. Conclusion.....	464
3.5.8.2. Besoins de recherches : modélisation et co-développement de nouvelles rotations avec les agriculteurs.....	468
3.6. Effets de la diversité (composition et configuration) de la portion cultivée du paysage	469
3.6.1. Introduction.....	470
3.6.1.1. Des principes établis <i>in natura</i> et dans le cas de la gestion des résistances aux plantes génétiquement modifiées.....	470
3.6.1.2. Apports des études de modélisation	472
3.6.2. Constitution et description du corpus bibliographique.....	473
3.6.3. Effets de l'hétérogénéité de configuration de la végétation cultivée à l'échelle du paysage	475
3.6.4. Effets de l'hétérogénéité de composition de la végétation cultivée à l'échelle du paysage.....	478
3.6.4.1. Synthèse des études observationnelles du corpus	478
3.6.4.2. Des preuves indirectes pour les agents pathogènes	481
3.6.5. Etudes testant à la fois des effets de composition et de configuration de la végétation cultivée à l'échelle du paysage.....	482
3.6.5.1. Synthèse des études observationnelles du corpus	482
3.6.5.2. Résumé des articles traitant à la fois d'hétérogénéité de composition et de configuration.....	483
3.6.6. Conclusion et besoins de recherche	486
3.6.6.1. Sur la qualité du corpus	486
3.6.6.2. Sur les effets de l'hétérogénéité de composition et de configuration et leurs rayons d'action.	487
3.6.6.3. Sur les besoins de recherche	492
3.7. Effets de la diversité (composition et configuration) de la végétation semi-naturelle dans le paysage..	494
3.7.1. Constitution et description du corpus bibliographique.....	495
3.7.1.1. Littérature consultée	495
3.7.1.2. Périmètre couvert par le corpus	495
3.7.2. Hypothèse générale et principales tendances observées	497
3.7.3. Effet des éléments semi-naturels sur les bioagresseurs	498
3.7.3.1. Effet sur les insectes ravageurs des cultures	498
3.7.3.2. Effet sur les bioagresseurs autres que les insectes ravageurs	499
3.7.4. Effet des éléments semi-naturels sur les ennemis naturels	500
3.7.4.1. Tendances générales	500
3.7.4.2. Les éléments semi-naturels considérés dans leur ensemble.....	501
3.7.4.3. Les éléments semi-naturels considérés type par type.....	502
3.7.4.4. Effet des éléments semi-naturels sur des ennemis naturels autres que les arthropodes.....	504
3.7.5. Effet des éléments semi-naturels sur la régulation naturelle des bioagresseurs.....	505
3.7.6. Pratiques et influences locales et paysagères	508
3.7.7. Effet des éléments semi-naturels sur les autres services écosystémiques	509

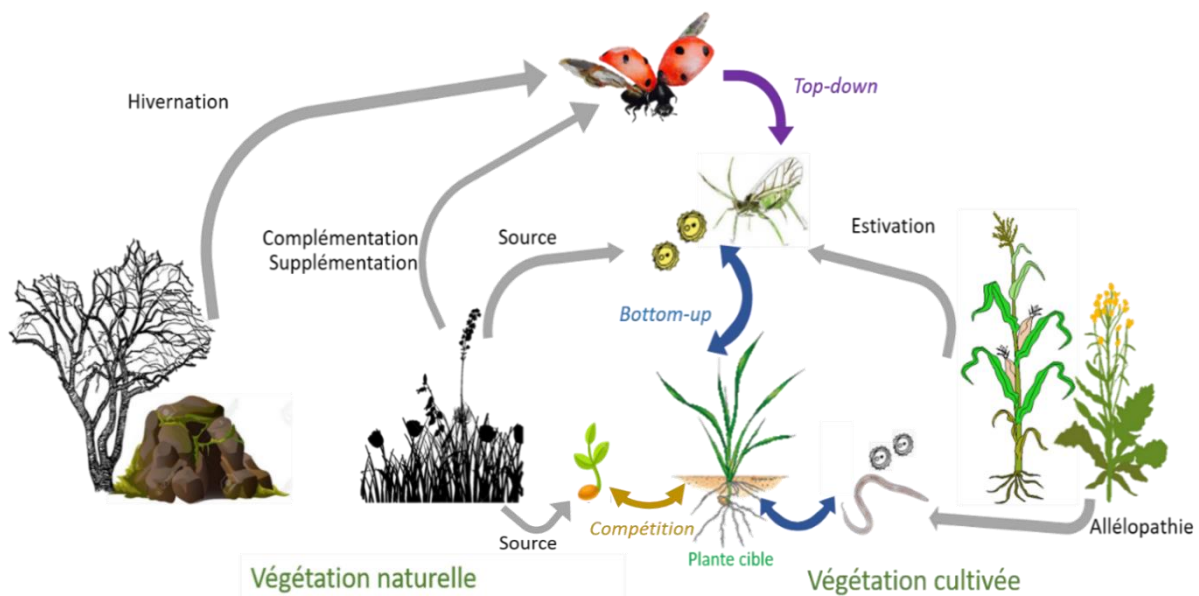
3.7.8. Conclusion et besoins de recherche	509
3.7.8.1. Synthèse des principaux résultats	509
3.7.8.2. Principales recommandations relevées dans la littérature à l'attention des acteurs de terrain	512
3.7.8.3. Regard critique sur l'analyse de la littérature	512
3.7.8.4. Perspectives de recherches	513
3.8. Conclusion du chapitre	515
3.8.1. Le corpus bibliographique mobilisé	515
3.8.2. Effets de la diversité végétale sur la régulation des bioagresseurs : une synthèse	516
3.8.3. Des effets évalués dans des conditions non optimales	523
3.8.4. Les adventices : composante de la diversité végétale et bioagresseurs	525
3.8.5. Le rôle potentiel du microbiome	526
3.8.6. Diversification végétale, régulation biologique et rendements	526
3.8.7. Perspectives : de forts besoins en expérimentations de diversification végétale à des échelles élargies pour traiter des enjeux d'efficacité et de durabilité	527
Bibliographie	529
Section 3.1	529
Section 3.2	532
Section 3.3	542
Section 3.4	554
Section 3.5	557
Section 3.6	566
Section 3.7	573
Section 3.8	583
Annexe 3-1. Requêtes utilisées pour interroger le Web of Science	585

Introduction

La régulation naturelle des bioagresseurs des cultures correspond à la mobilisation des organismes présents dans l'écosystème agricole et la matrice paysagère pour réduire la taille de leurs populations et leurs dégâts sur les cultures. Elle consiste à favoriser les interactions biotiques naturelles « bénéfiques » en limitant celles qui sont préjudiciables aux cultures. Centrées sur la plante cultivée, ces interactions sont de trois types : (i) les interactions *bottom-up* (c'est-à-dire entre le niveau trophique inférieur qu'est la plante et le niveau trophique supérieur du phytophage, parasite ou pathogène), (ii) les interactions *top-down* (c'est-à-dire entre le niveau trophique supérieur des prédateurs et le niveau trophique inférieur de leurs proies phytophages) et (iii) la compétition (c'est à dire entre plantes, que ce soit entre plantes cultivées, entre plantes cultivées et adventices, ou entre adventices, Figure 3-1). On peut distinguer également les interactions dites directes entre la plante et un bioagresseur (par exemple l'émission par la plante de substances préjudiciables au bioagresseur) et celles dites indirectes impliquant des organismes tiers (par exemple la prédation par un ennemi naturel¹, ou encore la compétition entre bioagresseurs ou entre ennemis naturels).

Figure 3-1. Illustration schématique des interactions écologiques entre les bioagresseurs aériens et telluriques (ici symbolisés par des pucerons, champignons pathogènes, nématodes et adventices), les plantes cultivées, la végétation semi-naturelle et les ennemis naturels (ici symbolisés par une coccinelle), impliqués dans la régulation naturelle. Source : auteurs.

Top-down : interaction biotique entre un bioagresseur et ses ennemis naturels ; *Bottom-up* : interaction biotique entre la plante cible et ses bioagresseurs. *Compétition* : interaction entre la plante cible et une autre plante (cultivée ou adventice). Les interactions dites directes sont les interactions impliquant la plante cible et ses bioagresseurs. Les autres interactions biotiques sont dites indirectes et impliquent des organismes supplémentaires à la plante cible et ses bioagresseurs. C'est le cas des processus de compétition existant également entre les bioagresseurs ainsi qu'entre les ennemis naturels, mais qui ne sont pas représentés ici. Des exemples de processus écologiques sont indiqués sur les flèches à titre illustratif. Les échelles spatiales et temporelles en jeu ne sont pas représentées (voir pour cela la Figure 23 présentant le cadre conceptuel de l'ESCO dans l'Introduction générale de ce rapport).



¹ Les ennemis naturels désignent les organismes antagonistes des bioagresseurs : les prédateurs d'organismes bioagresseurs, les parasitoïdes (dont les larves se développent aux dépens d'un autre organisme) et les microorganismes parasites. Les ennemis naturels des bioagresseurs peuvent être des microorganismes (virus, bactéries, champignons, nématodes), des invertébrés (arthropodes prédateurs ou parasitoïdes) ou des vertébrés (mammifères, oiseaux). Avec les pollinisateurs, les ennemis naturels font partie des auxiliaires de culture.

Les notions d'interactions *top-down/bottom-up/compétition* et directes/indirectes sont partiellement recouvrantes. La réalisation de toutes ces interactions dépend en grande partie de la structure (composition et configuration) de la végétation, qu'elle soit cultivée à des fins de production agricole ou semi-naturelle², et ce, à différentes échelles spatiales (de la plante au paysage en passant par la parcelle) et temporelles (de l'instantané à l'interannuel en passant par la saison culturale).

Notons que le lien entre l'abondance des bioagresseurs (résultant des interactions *bottom-up, top-down* et compétition) et l'occurrence/niveau des dégâts (symptômes entraînant une déviation observable par rapport à l'état normal de la plante) n'est pas toujours connu (*cf.* Introduction générale). Les différentes parties des plantes cultivées (feuilles, inflorescences, tiges, collet, fruits/graines, racines...) font souvent l'objet de dégâts spécifiques. De plus, il existe des effets de seuil pour certains bioagresseurs, c'est-à-dire des seuils à partir desquels la taille de la population ou encore les dégâts occasionnés sont dommageables aux cultures.

La littérature scientifique porte essentiellement sur les liens entre le fonctionnement de l'écosystème et l'abondance des bioagresseurs. Les travaux analysent rarement le lien de causalité entre cette dernière et la caractérisation (nature, niveau) des dégâts observés sur les plantes cultivées. De ce fait, dans le présent chapitre, **la capacité de la diversité végétale à réguler les bioagresseurs (potentiel de régulation) est appréhendée comme sa capacité à contribuer à la diminution de la taille des populations de bioagresseurs par rapport à des situations témoins (ceci pouvant avoir lieu dès la colonisation des bioagresseurs).** Comme indiqué ci-dessus, une telle réduction ne préjuge pas de la réduction effective des dommages aux cultures.

La **diversité végétale** est par nature plurielle : elle peut être décrite de différentes manières et à différentes échelles, selon les descripteurs considérés. Le descripteur classiquement considéré est le nombre d'espèces, qui correspond à la **diversité taxonomique**. On l'utilise par exemple pour décrire les espèces cultivées qui composent une rotation. La diversité infra-spécifique est la **diversité génétique**, qui est particulièrement utile quand on considère les variétés cultivées. La diversité des traits des plantes (caractéristiques mesurables ou qualifiables à l'échelle de l'individu, de la population ou de l'espèce) correspond à la **diversité fonctionnelle**. Elle permet d'appréhender les interactions entre les plantes et les composantes biotiques et abiotiques de leur environnement, y compris les bioagresseurs.

Objectif et démarche adoptée pour organiser la synthèse des connaissances

L'objectif de ce chapitre est de caractériser de façon spécifique les effets de la diversité végétale sur l'abondance des populations de bioagresseurs, dans le but d'évaluer sa capacité à prévenir l'apparition ou la propagation des bioagresseurs, et/ou à les réguler.

Pour rappel, le champ de l'ESCo couvre toutes les échelles spatiales et temporelles à laquelle il est possible de déployer et/ou gérer la diversité végétale. Un « mode de diversification » désigne dans l'ESCo une des manières d'appréhender la diversité végétale selon notamment les échelles spatiale (parcelle, paysage) et temporelle (saison culturale, pluriannuelle) à laquelle elle est déployée, et le type de végétation concernée (cultivée ou semi-naturelle).

Pour chaque mode de diversification, **ce chapitre recense les effets rapportés par la littérature en conditions expérimentales, semi-expérimentales ou *in situ*, sans considérer les déterminants de mise en œuvre de ces modes de diversification (par ex. qui les met en place, pour quelles raisons et à quels coûts), ni leur contexte de faisabilité (par ex. nécessité d'une offre variétale compatible ou contraintes réglementaires) ; ces aspects sont abordés dans le Chapitre 6.**

Par construction, le champ de l'ESCo englobe une large gamme (i) de modes de diversification végétale, (ii) de catégories de bioagresseurs (plantes, animaux, microorganismes) et (iii) de types de cultures (grandes cultures, maraîchage, cultures pérennes). L'analyse bibliographique a donc été conduite dans ce chapitre de sorte à apporter des résultats à la fois génériques (en termes de compréhension de fonctionnement du système) et adaptables (parce que le fonctionnement est compris) aux enjeux territoriaux de protection des cultures. La

² Pour rappel, la végétation « semi-naturelle » désigne la végétation spontanée essentiellement composée d'espèces bisannuelles, pluriannuelles ou pérennes présente au sein des parcelles (et, dans ce cas, entretenue par l'agriculteur) ou du paysage agricole ; sont ainsi considérés les pâturages naturels, les prairies permanentes, les haies, les bosquets, les arbres isolés, les jachères, bandes enherbées ou fleuries, bordures de champ, etc.

littérature mobilisée n'est pas restreinte à la France. L'encadré 3-1 présente la stratégie d'élaboration et d'analyse du corpus bibliographique. Les conclusions des travaux ainsi collectés et analysés ont été synthétisées au crible de trois typologies :

- les différents modes de diversification végétale selon les niveaux d'organisation écologique (intra- et interspécifique) et les dimensions spatio-temporelles associées.
- les traits de vie les organismes cibles de la régulation par la diversification végétale, c'est-à-dire les bioagresseurs et leurs ennemis naturels.
- les mécanismes écologiques qui sous-tendent la régulation des bioagresseurs par la diversité végétale, en les catégorisant selon le type d'organismes impliqués dans ces interactions biotiques (plantes, bioagresseurs, ennemis naturels).

Le cadre d'analyse constitué par ces trois typologies fait écho aux principes agroécologiques de la protection des cultures, qui impliquent une reconception des modes de production : elle se base sur l'identification des mécanismes écologiques en jeu lors du déploiement d'un mode de diversification végétale ainsi que sur la caractérisation des types de bioagresseurs associés à ces mécanismes selon leurs traits écologiques.

Ce cadre d'analyse présente enfin l'avantage de permettre l'intégration future d'informations sur des bioagresseurs émergents ou de modes de diversification encore insuffisamment étudiés à ce jour.

Organisation du Chapitre

La première partie du chapitre présente les trois typologies constituant le cadre d'analyse de la littérature adopté par le comité d'experts. La seconde partie synthétise les résultats issus de la littérature sur les effets de la diversité végétale sur la régulation des bioagresseurs des cultures pour chacun des types de diversification, et aboutit à un tableau synthétique de l'état des connaissances obtenu en articulant les typologies. L'ensemble amène à des conclusions générales sur les niveaux de connaissances scientifiques actuellement disponibles au sujet de l'efficacité des modes de diversification végétale et sur les fronts de recherche identifiés par les experts.

Encadré 3-1. Stratégie de constitution et d'analyse du corpus bibliographique

Les deux parties du chapitre ont fait l'objet de stratégies distinctes en matière de constitution et d'analyse du corpus.

La première partie du chapitre a pour objectif de décrire le cadre d'analyse de la littérature portant sur les effets de la diversité végétale sur les bioagresseurs. Elle consiste à mobiliser les principes généraux en écologie, biologie des organismes, physiologie, génétique, épidémiologie et agronomie pour établir trois typologies génériques. Ne constituant pas en soi le cœur de l'ESCO, cette partie a été construite et documentée à partir de la littérature générique déjà connue des experts dans le cadre de leurs propres activités de recherche.

La seconde partie, qui répond à une question centrale de l'ESCO, a quant à elle fait l'objet d'interrogations systématiques du Web of Science (WoS) pour constituer un corpus bibliographique ad hoc pour chacun des modes de diversification définis en section 3.1.1. Les requêtes constituées pour collecter la littérature sont structurées schématiquement de la façon suivante :

[« *bioagresseur* » OR « *ennemi naturel* »] AND [« *milieu agricole* »] AND [« *mode de diversification* »]

Les composantes « *bioagresseur* », « *ennemi naturel* » et « *milieu agricole* » sont des listes de mots-clefs communes à toutes les requêtes. En combinant ces trois composantes, la première partie des requêtes a pour objectif de collecter l'ensemble des articles évoquant dans leur titre, leur résumé ou leurs mots-clefs les notions de bioagresseurs des cultures et/ou d'ennemis naturels de ces bioagresseurs (la composante « *milieu agricole* » servant à éliminer les articles traitant de milieux non en lien avec l'agriculture). La composante « *mode de diversification* » est en revanche propre à chaque groupe d'experts. Croisée avec la partie commune, elle permet de cibler les articles traitant plus spécifiquement du lien entre la diversité végétale et les bioagresseurs des cultures et/ou leurs ennemis naturels. Le détail des requêtes est présenté en annexe du présent chapitre.

Aucune restriction n'a été appliquée dans le WoS, si ce n'est le type de références limité aux articles scientifiques, aux synthèses - *reviews* et méta-analyses - et aux ouvrages et chapitres d'ouvrages. Chacune des requêtes ainsi constituée a permis de collecter plusieurs centaines d'articles scientifiques, que les experts ont d'abord triés à partir de la lecture des titres et des résumés[1]. Ces interrogations WoS ne pouvant, par construction, pas collecter l'intégralité de la littérature pertinente[2], les experts ont souvent complété ces corpus en y intégrant des articles connus de leur part dans le cadre de leurs propres activités de recherche.

Devant l'abondance de la littérature ainsi collectée, le comité a adopté une stratégie d'analyse en trois temps :

- En premier lieu, priorité a été donnée à la lecture des travaux dits « de synthèse » afin d'en extraire les principales tendances et résultats généraux issus de la littérature. Ces articles englobent les synthèses de littérature (quantitatives telles que les méta-analyses, et qualitatives telles que les *reviews* et certains chapitres d'ouvrages) ainsi que les articles « multi-sites », intégrant l'analyse d'un large gradient de situations/sites ce qui permet de tirer des conclusions a priori plus générales que l'analyse d'un(e) unique situation/site d'étude ;
- En second lieu, les messages principaux ainsi extraits des travaux de synthèse ont été complétés par la lecture des articles n'entrant pas dans la catégorie précédente (articles « cas d'études ») ET non déjà cités dans la bibliographie des travaux de synthèse. L'objectif de ces compléments était notamment d'identifier de possibles résultats modulant les messages principaux car obtenus dans des contextes non représentés dans les travaux de synthèse et/ou issus d'approches différentes ;
- Enfin, si besoin, certains articles « cas d'études » issus de la bibliographie primaire des travaux de synthèse ont été analysés pour détailler certains résultats (par exemple détailler les mécanismes écologiques sous-tendant les effets relevés).

Cette lecture plus complète des articles (selon l'ordre de priorité ainsi établi) a conduit à l'élimination d'un certain nombre de références initialement jugées pertinentes d'après leur titre et résumé, mais qui se sont avérées non utiles à l'analyse.

Pour le corpus « final » constitué des articles ainsi sélectionnés pour lecture et conservés pour documenter le chapitre, les experts se sont attachés à relever le contexte climatique / géographique d'obtention des résultats, les types de cultures / de système de culture étudiés et les catégories taxonomiques de bioagresseurs et/ou d'ennemis naturels étudiés, afin de décrire la répartition de la littérature.

[1] Les raisons justifiant l'élimination d'une partie des articles à ce stade du tri sont exposées dans chaque section dédiée à un mode de diversification.

[2] Pour des raisons diverses parmi lesquelles le fait que certains journaux ne sont pas référencés dans le WoS, ou que ces papiers ne contenaient pas tous les mots-clefs constitutifs des requêtes mais que des requêtes moins « restrictives » auraient collecté trop de bruit que les experts n'auraient pu trier dans le temps imparti à l'ESCO.

3.1. Cadre d'analyse adopté pour organiser la synthèse des connaissances

Cette section présente les trois typologies au crible desquelles les résultats de la littérature ont été analysés dans le but d'en restituer la synthèse.

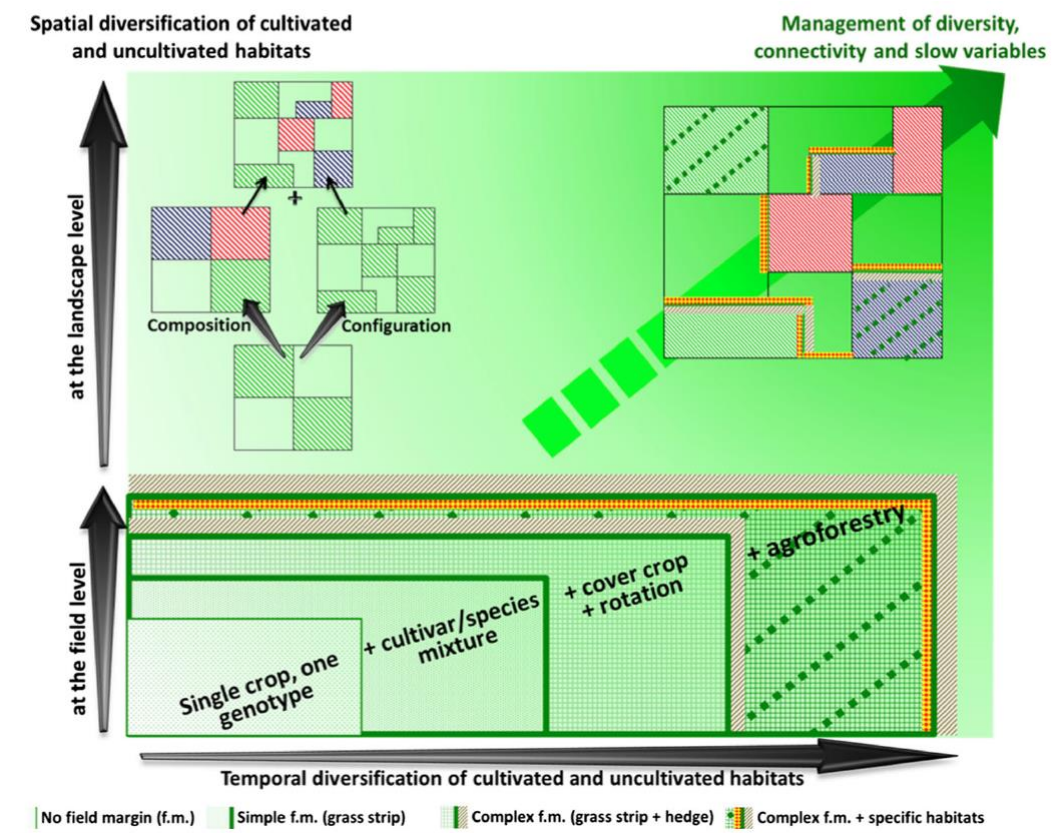
3.1.1. Typologie des modes de diversification végétale

Coordinateurs et principaux auteurs : Laurent Bedoussac, Jérôme Enjalbert

Co-auteurs : Stéphane Cordeau, Philippe Jeanneret, Frederic Suffert, Anaïs Tibi, Aude Vialatte

Comme indiqué précédemment, la diversité végétale peut être considérée selon diverses dimensions. Dans cette ESCo, une typologie distinguant différents modes de diversification végétale a été construite en s'inspirant de la classification spatio-temporelle des pratiques agroécologiques proposée par Duru *et al.* (2015) ; Cette classification illustrées en Figure 3-2 illustre les propriétés-clés des écosystèmes agricoles vis-à-vis des services écosystémiques, dont fait partie la régulation des bioagresseurs.

Figure 3-2. Classification des pratiques agroécologiques selon les échelles spatiale (en ordonnée) et temporelle (en abscisse) auxquelles est déployée la diversification végétale
 Source : Duru *et al.*, 2015



La typologie proposée dans cette ESCo distingue huit types (Tableau 3-1). Elle organise les modes de diversification végétale selon :

- l'échelle spatiale de déploiement/gestion de la diversité végétale : parcelle (incluant ses bordures) ou paysage
- l'échelle temporelle de ce déploiement/gestion : saison culturale ou échelle pluriannuelle
- la dimension sur laquelle porte la diversification : composition biologique (intra- et interspécifique) ou configuration spatiale
- le type de végétation considérée : cultivée par l'agriculteur ou semi-naturelle

Si la diversité infra-spécifique des plantes cultivées, c'est-à-dire les variétés, est fortement couverte par la littérature scientifique, la diversité infra-spécifique des couverts semi-naturels est quant à elle peu voire pas considérée ; cette dernière ne peut donc faire l'objet d'une analyse dédiée.

Tableau 3-1. Typologie des modes de diversification végétale selon le type de végétation concernée, l'échelle spatiale et temporelle de déploiement/gestion et la dimension structurelle (composition vs configuration)

Échelle spatiale	Échelle temporelle	Dimension structurelle	Type de végétation	Dénomination	Modes de diversification concernés
Parcelle	année	composition intra-spécifique	cultivée	Diversité intraspécifique intraparcellaire	mélanges variétaux (mélanges multilignés, variétés populations)
		composition interspécifique	cultivée et semi-naturelle	Diversité interspécifique intraparcellaire	associations d'espèces annuelles et/ou pérennes (cultures associées et intermédiaires), recours à des plantes de service (enherbement, bandes fleuries...)
		configuration	cultivée et semi-naturelle	Organisation spatiale intraparcellaire	densité de semis, type d'implantation (aléatoire, en bandes...), orientation des rangs...
	interannuelle	composition	cultivée	Rotations	rotation : nature des cultures, longueur
Paysage	année	composition	cultivée	Diversité des cultures dans le paysage	assolement
		configuration	cultivée	Configuration du parcellaire	forme et taille des parcelles
	année	composition	semi-naturelle	Diversité des ESN	haies, bosquets et forêts, prairies permanentes, bandes enherbées, bords de champ, bandes fleuries
		configuration	semi-naturelle	Organisation spatiale des ESN	continuité / connectivité des éléments semi-naturels
	interannuelle	<i>composition + configuration</i>	<i>Cultivée + semi-naturelle</i>	<i>Combinaison dynamique des cinq modes précédents</i>	<i>gestion coordonnée de la végétation dans le paysage</i>

Notons que les huit types ainsi définis ne sont pas indépendants les uns des autres : en pratique, la diversité de la végétation cultivée à l'échelle paysagère (assolement) par exemple découle mécaniquement des rotations mises en œuvre à l'échelle de chaque parcelle. De même, la configuration spatiale du couvert cultivé dans la parcelle est en partie déterminée par le choix des espèces implantées (composition biologique) en fonction des objectifs poursuivis par les agriculteurs. En revanche, l'intérêt de distinguer ainsi les grandes dimensions de la diversité végétale est de fournir une grille de lecture de la littérature scientifique dans le but d'essayer, autant que faire se peut, de démêler les effets de régulation relevant de la composition plutôt que de la configuration, de la végétation cultivée plutôt que des éléments semi-naturels, ou encore les effets annuels nécessitant la mise en œuvre de mécanismes pluriannuels.

Par ailleurs, l'ESCo s'est interrogée sur la diversification résultant d'une gestion coordonnée de la végétation à l'échelle du paysage (en grisé italique dans le tableau 3-1), qui correspondrait à une combinaison de modes de diversification temporelle (rotations) et spatiale à l'échelle des paysages (structure des assolements et de la végétation semi-naturelle). Une telle gestion coordonnée étant cependant pas ou peu mise en œuvre actuellement, son effet sur la régulation naturelle n'a pas pu être instruite en tant que telle. Quelques éléments de discussion sont proposés en section 3.5.

3.1.1.1. Diversité de la végétation cultivée à l'échelle de la parcelle

Diversité génétique intra-spécifique de la végétation cultivée : mélanges variétaux et variétés hétérogènes

Augmenter la diversité intra-spécifique consiste à augmenter la variabilité génétique du peuplement cultivé d'une espèce donnée, soit en semant simultanément plusieurs variétés (mélange variétal), soit en utilisant des variétés plus hétérogènes. Une variété se définit classiquement comme une population de plantes obtenue par sélection à partir d'une espèce et dotée d'un ensemble de caractères communs.

Les **mélanges variétaux** consistent à semer simultanément plusieurs variétés commerciales choisies pour la complémentarité de leurs traits agronomiques. Ils sont surtout utilisés par les agriculteurs pour réguler les maladies, en assemblant des variétés dont les résistances et/ou tolérances aux bioagresseurs sont complémentaires, créant ainsi un couvert dont le niveau de résistance « moyen » est adapté au complexe pathogène local. Les agriculteurs utilisent également les mélanges variétaux pour leur rusticité et le rendement plus stable qu'ils permettent d'obtenir face aux variations climatiques interannuelles.

Une autre forme de diversification intra-spécifique consiste à utiliser des **variétés traditionnelles ou paysannes** qui, par définition, présentent un certain niveau d'hétérogénéité génétique. Les variétés traditionnelles sont généralement des variétés dites « populations », constituées d'un ensemble d'individus aux génotypes variés, généralement sélectionnés au champ par des agriculteurs et multipliés en pollinisation libre. Leurs caractéristiques évoluent donc en fonction des variations des conditions environnementales locales. Les variétés paysannes sont issues quant à elles d'une sélection souvent plus récente effectuée par des agriculteurs à partir de variétés traditionnelles, d'anciennes variétés de pays ou encore de variétés anciennement commercialisées, récupérées et acclimatées à des conditions particulières, ou recombinaison avec d'autres variétés.

Diversité génétique interspécifique de la végétation cultivée : association d'espèces

Les associations d'espèces sont définies dans cette ESCo comme la culture simultanée d'au moins deux espèces différentes pendant une période significative de leur croissance sans nécessairement être semées ou récoltées simultanément. Ce type de diversification s'appliquant à la saison culturale, il n'inclut pas les situations de cultures/couverts intermédiaires (cf. Encadré 3-2).

Ces modes de diversification peuvent être regroupés sous le terme d'associations d'espèces mais englobent une large gamme d'outils / pratiques selon que l'on associe des espèces : (i) annuelles (ex: orge-pois, blé-lentille), (ii) annuelles et pérennes (ex: agroforesterie), (iii) pérennes (prairies) ou (iv) avec des plantes de service (enherbement inter-rang, enherbement du rang, bandes fleuries, plantes pièges / refuges). Plusieurs termes peuvent être employés pour désigner ces modes de diversification : cultures associées (*intercrop* en anglais), mélanges d'espèces (*species mixture* ou *crop mixture*) ou encore méteil.

Par ailleurs, les espèces cultivées en association peuvent l'être dans des objectifs différents. Le mélange peut être constitué de plusieurs cultures de rente destinées à la production de grains ou de fourrage. Il peut également viser à l'enrichissement des sols, l'ombrage pour les troupeaux ou les jeunes plants de la culture principale, la lutte contre l'érosion, le stockage de carbone, la limitation des fuites de nitrates, etc.

Encadré 3-2. Cultures associées (intercrop) ou cultures intermédiaires (cover crop) ?

Les cultures associées (*intercrop* en anglais) sont des mélanges interspécifiques destinés à la production de grains ou de fourrage (ex: blé-pois ou triticale-féverole, ou mélange fourrager de vesce-avoine). Dans certains cas, une seule des espèces est récoltée (le colza dans une association avec une plante compagne légumineuse gélive (féverole) ou non (lotier), ou le maïs semé sous couvert de sainfoin). Les cultures associées ont un objectif de production.

Les cultures intermédiaires (*cover crop, catch crop, multi-service cover crop* en anglais) et les cultures dérobées sont des cultures mono ou plurispécifiques qui réalisent une partie plus ou moins importante de leur cycle entre la récolte d'une culture principale et le semis de la culture suivante (pendant la période appelée interculture).

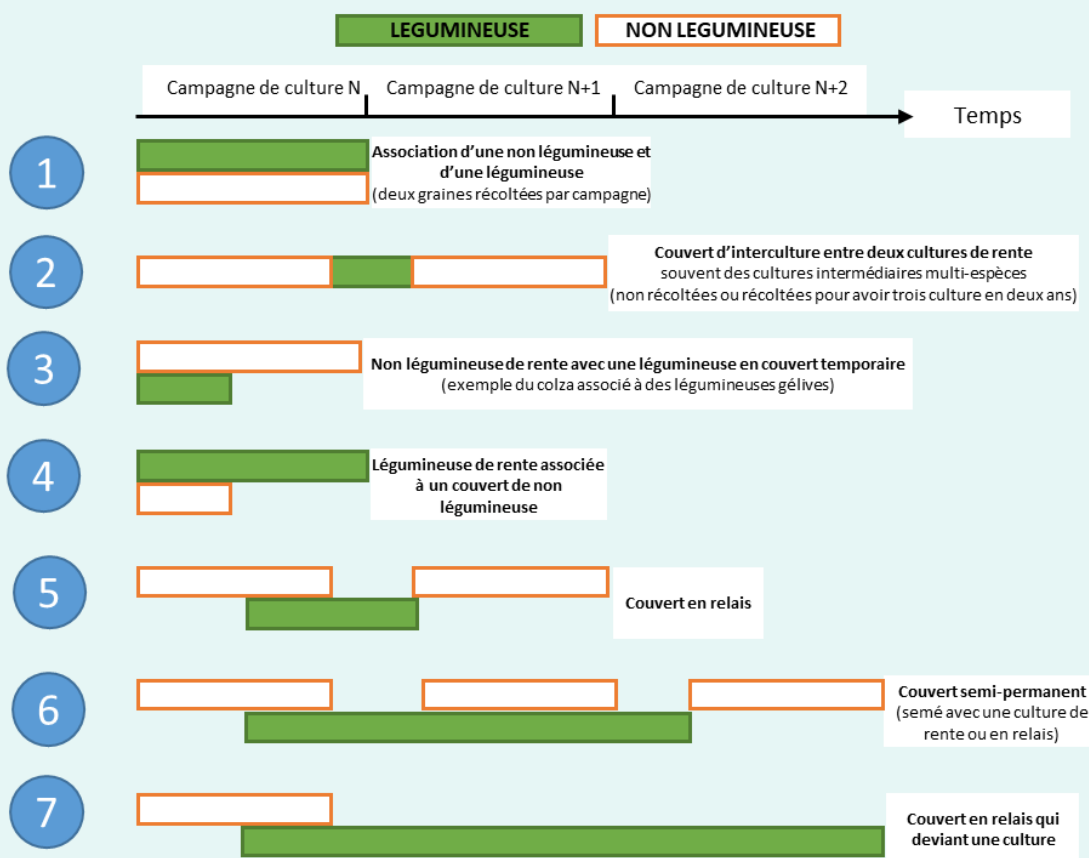
Les cultures intermédiaires sont destinées à être restituées au sol. Elles n'ont pas vocation à être exportées de la parcelle. Elles sont implantées dans le but d'éviter de laisser le sol sans couverture végétale pendant l'interculture et de rendre différents services, tels que la limitation des pertes d'azote minéral nitrique durant la période hivernale de drainage (effet CIPAN pour Cultures Intermédiaires Piège A Nitrate) ou la fixation d'azote atmosphérique et de carbone restitué au sol (engrais vert). Lorsque la culture est implantée dans le but de rendre de multiples services, on parle de Culture intermédiaire multi-services (CIMS).

Les cultures dérobées sont quant à elles destinées à produire de la biomasse exportée et valorisée, par exemple à des fins énergétiques (CIVE pour culture intermédiaire à vocation énergétique).

Dès lors on doit distinguer la finalité visée (produire des matières premières agricoles à savoir des graines ou du fourrage versus produire des services) et la période d'implantation (en tant que culture principale ou de rente versus entre deux cultures principales ou de rente).

Ceci dit, la transposition sur le terrain de ces définitions peut donner lieu à des situations plus ou moins complexes avec une relative ambiguïté entre *intercrop* et *cover crop* comme illustré dans la figure 1. Les 7 situations sont discutées ci-après selon le fait de les qualifier de cultures associées (*intercrop*) ou de cultures intermédiaires (*cover crop*).

Figure 1. Représentation de la diversité des situations possibles de diversification interspécifique dans la parcelle selon les périodes d'implantation des couverts végétaux. Source : auteurs.



① : INTERCROP sans ambiguïté car on récolte deux graines (ou plus) ou l'ensemble de la végétation en tant que fourrage ;

② : COVER CROP sans ambiguïté car il n'y a pas de chevauchement entre les cultures de rente (en orange) et le couvert (en vert) ;

③ et ④ : INTERCROP (avec plante de service) car la finalité est de produire des grains ou du fourrage (l'espèce orange dans le cas ③) ; la légumineuse dans le cas ④) ;

Remarque : un tel dispositif peut également être mis en place durant l'interculture. Dans ce cas, il peut par exemple s'agir de cultures intermédiaires associant des espèces gélives et non gélives implantées après la récolte d'un blé. Les premières vont geler pendant l'hiver, laissant la place aux espèces non gélives jusqu'à l'implantation d'un tournesol par exemple. Cette situation est alors qualifiée de COVER CROP car ces cultures intermédiaires n'ont pas de fonction productive (ni de grains ni de fourrage) et car elles se développent entre deux cultures de rente.

⑤ : cas ambigu. L'espèce en vert partage une part significative de son cycle avec la première culture en orange, ce qui peut correspondre à une situation d'INTERCROP (on cherche à produire la culture orange avec l'aide de la culture verte). Or la culture en vert est semée sous le couvert de celle en orange. Elle se développe peu durant le début de son cycle, et explose en végétation plutôt après récolte de la culture en orange. La culture verte est dite relais. Le semis se fait sous couvert de la culture précédant l'interculture pour gagner du temps à l'installation et profiter des printemps humides et éviter les étés secs. Dès lors qu'on ne la valorise pas en tant que production, la culture relais peut être considérée comme un COVER CROP jusqu'à l'implantation de la prochaine culture orange (cover crop in relay ou cover crop intersown) ;

⑥ : living mulch, cas ambigu. La présence d'un couvert en place à chaque période d'interculture conduit à considérer le couvert vert comme un COVER CROP. Pendant la période de co-culture, ce couvert est toutefois désigné comme une culture associée (INTERCROP). La distinction dépend donc de la date à laquelle on se place (pendant la culture ou pendant l'interculture) et, dans une moindre mesure, de la valorisation ou non de la culture en vert. En principe cette situation s'applique plutôt à un couvert de type plante compagne pérenne (lotier, trèfle, luzerne dans colza, blé, orge) ;

⑦ : cas ambigu. On enchaîne une phase d'INTERCROP puis une phase de COVER CROP et enfin une phase de culture « seule ». Au fil de temps, le couvert vert endosse les 3 fonctions les unes à la suite des autres. Comme précédemment, le « statut » de ce couvert dépend de la date à laquelle on examine l'occupation du milieu. Toutefois, dans ce cas, l'effet COVER CROP est moindre car on cherche à valoriser à la fois la culture en orange et la culture en vert. C'est le cas de semis de ray-grass sous couvert du maïs pour gagner du temps à l'installation de la prairie temporaire. Donc c'est de l'undersowing.

Configuration spatiale de la végétation au sein de la parcelle

La typologie adoptée dans l'ESCo propose de désigner l'organisation spatiale du peuplement cultivé dans la parcelle comme un type de diversification à part entière, étant entendu qu'à composition biologique identique, deux parcelles peuvent être agencées de façon différente en jouant sur : (i) la structure du peuplement (aléatoire ou structuré sous la forme de rangs, de bandes) et (ii) les modalités de mise en place de cette structure (largeur et orientation des structures, densité des individus).

En pratique, la configuration peut dépendre étroitement (voire découler) de la composition biologique du peuplement. D'une part, les caractéristiques phénotypiques d'une espèce (voire d'une variété) donnée peuvent déterminer en partie la façon de l'implanter dans la parcelle. C'est par exemple le cas de l'utilisation de variétés précoces de colza semées pour piéger les méligèthes et protéger la variété principale. D'autre part, la plupart des associations d'espèces (cf. *supra*) se caractérisent par un nombre limité de possibilités d'agencement intraparcellaire (voir section 3.4).

Diversité temporelle de la végétation au sein de la parcelle : rotations

La rotation des cultures est définie comme l'organisation de la succession culturale des espèces sur une parcelle. Elle s'organise en un cycle régulier plus ou moins long. On la qualifie de biennale lorsque deux espèces y sont cultivées successivement d'une année sur l'autre, triennale pour trois, etc. La rotation s'analyse à travers les couverts cultivés qui constituent la composition des rotations (espèces cultivées, variétés cultivées, cultures intermédiaires (ou intercultures), et degré d'insertion des prairies temporaires) et leur succession dans le temps déterminant la longueur de la rotation.

Le choix des cultures entrant dans la composition de la rotation est historiquement déterminé par la gestion des bioagresseurs ou des nutriments. Les innovations techniques permettant de s'affranchir, dans une certaine mesure, des effets d'une culture sur la suivante (par une fertilisation accrue, une utilisation plus intense de produits phytosanitaires), les successions de culture ont toutefois perdu leur régularité de rotations culturales - tout en conservant certaines règles d'ordre -, et le prix des cultures peut peser davantage dans l'établissement de la rotation.

3.1.1.2. Diversité de la végétation à l'échelle du paysage

L'unité de gestion considérée par les agriculteurs étant la parcelle, la variété des pratiques mises en œuvre au sein de chaque parcelle (parmi lesquelles le choix des génotypes implantés) ainsi que la diversité des caractéristiques bioclimatiques des territoires résulte en une hétérogénéité des paysages agricoles.

L'hétérogénéité spatiale est la résultante de deux composantes : l'hétérogénéité de composition et l'hétérogénéité de configuration. L'**hétérogénéité de composition** est la part de variation spatiale du milieu qui peut être attribuée à la nature de la végétation (cultivée et semi-naturelle). L'**hétérogénéité de configuration** est la part de variation spatiale du milieu due à la disposition/arrangement spatiale de la végétation.

Diversité génétique de la végétation cultivée à l'échelle du paysage

Ce mode de diversification décrit l'hétérogénéité de composition de la fraction cultivée du paysage agricole. Elle se mesure au travers de différents estimateurs, notamment l'assolement (pourcentage de couverture des différents types de cultures), qui décrit la distribution annuelle des cultures sur la Surface Agricole Utile (SAU) d'une exploitation, elle-même définissant plus largement la mosaïque des cultures du paysage.

Configuration spatiale de la végétation cultivée à l'échelle du paysage

Ce mode de diversification concerne la forme et la taille des parcelles, ainsi que la répartition spatiale d'une culture donnée dans le paysage (isolement *versus* regroupement (ou agrégation) de parcelles emblavées avec la même culture). Il contribue aux effets d'îlots de parcelles avec des spécificités régionales marquées, notamment en lien avec les contraintes géomorphologiques et climatiques des territoires.

Diversité de la végétation semi-naturelle extra-parcellaire

Les éléments constitutifs de la végétation semi-naturelle extra-parcellaire (ESN pour éléments semi-naturels) peuvent être caractérisés selon leur nature (ex. haie, parcours, etc.) mais aussi en fonction de leur richesse spécifique et de leur richesse fonctionnelle. Les modes de gestion des éléments semi-naturels, comme la fauche ou la taille, influencent leur composition.

A noter que les objectifs de gestion des éléments semi-naturels incluent également des démarches de "dé-diversification" active (très ciblée) qui peuvent avoir pour conséquence une réduction de la diversité, à savoir la suppression/limitation de la présence de certaines espèces considérées comme à risque pour la santé des cultures et/ou des écosystèmes dans le cas de problèmes récurrents ou émergents (par exemple les mesures d'éradication d'hôtes réservoirs/secondaires/alternants pour certains agents pathogènes réglementés ou non, ou d'espèces végétales envahissantes). Ainsi, c'est plutôt la « dé-diversification » de la végétation semi-naturelle qui fait l'objet d'un pilotage, sa diversification étant plus souvent passive.

Organisation spatiale de la végétation semi-naturelle extra-parcellaire

L'organisation spatiale des ESN est complexe et peut se mesurer au travers de divers indicateurs possibles selon les hypothèses d'étude envisagées. Elle peut être, par exemple, analysée sous l'angle de leur continuité spatiale qui caractérise l'existence de corridors écologiques et de trames vertes.

Gestion coordonnée de la végétation à l'échelle paysagère

Par construction, l'hétérogénéité de la portion cultivée du paysage résulte en partie de la mise en œuvre des modes de diversification présentés ci-avant dans les différentes parcelles du paysage et de façon interannuelle. Si l'assolement est classiquement analysé comme une observation résultant des choix individuels non coordonnés, le pilotage stratégique (c'est-à-dire volontaire) de l'hétérogénéité spatiale du paysage peut être considéré comme un mode de diversification à part entière. Des territoires français s'engagent dans ce type de coordination pour considérer les enjeux de gestion de la ressource en eau notamment. Des premiers cas de coordination territoriale pour gérer un bioagresseur spécifique existent, tel que le cas de la gestion des pigeons qui consomment les semis de tournesol dans le Gers (essais de semis coordonnés). Cependant, la coordination territoriale de la végétation cultivée à des fins d'optimisation de la régulation des bioagresseurs reste essentiellement investiguée dans le cadre de la recherche académique, et fait actuellement l'objet d'une littérature très réduite sur la coordination des rotations. Cet aspect ne fait donc pas l'objet d'une section dédiée dans ce chapitre, et est abordé conjointement dans la section 3.5 dédiée à l'effet des rotations sur la régulation des bioagresseurs.

De façon similaire, la dynamique interannuelle des éléments semi-naturels résulte des dynamiques écologiques des écosystèmes non cultivés présents dans les paysages agricoles, ainsi que des choix de gestion mise en œuvre dans ces écosystèmes, comme la pâture des prairies permanentes ou l'entretien des lisières forestières. Comme pour la végétation cultivée, on peut théoriquement définir un mode de diversification supplémentaire désignant la coordination stratégique de la gestion des ESN à l'échelle du territoire. A la différence de la végétation cultivée, une partie des ESN n'est pas gérée par les agriculteurs. La coordination territoriale de la gestion de ces éléments implique donc la mobilisation de parties prenantes dépassant le seul monde agricole, comme les collectivités territoriales, les syndicats de rivières, les forestiers, les associations de plantations de haies. Toutefois, la littérature académique sur ce mode de diversification ainsi défini est aujourd'hui inexistante.

3.1.2. Typologie des bioagresseurs et de leurs ennemis naturels

Coordinateur : Bastien Castagneyrol

Co-Auteurs : Audrey Alignier, David A. Bohan, Yvan Capowiez, Jean-Philippe Deguine, Frédéric Fabre, Manuel Plantegenest, Adrien Rusch, Frédéric Suffert

Contributeur ponctuelle : Neila Ait-Kaci-Ahmed

La typologie des bioagresseurs et de leurs ennemis naturels proposée dans cette ESCo (Tableau 3-2) repose sur les principaux traits fonctionnels de ces organismes. Les traits fonctionnels des organismes correspondent à des caractéristiques mesurables (ex : capacité de dispersion) ou qualifiables (ex : spécialiste ou généraliste) à l'échelle de l'individu ou de l'espèce. Les traits fonctionnels d'un organisme influencent la fonction de ce dernier dans l'écosystème, c'est-à-dire son implication dans des processus définis à des niveaux d'organisation supérieurs comme la consommation végétale pour les phytophages, la pollinisation pour les pollinisateurs, la prédation pour les prédateurs... (Violle *et al.*, 2007). Dans cette ESCo, nous avons retenu les traits fonctionnels considérés comme pertinents pour caractériser et comprendre les interactions directes et indirectes des bioagresseurs avec les plantes cultivées et leurs ennemis naturels.

Notons que la littérature scientifique se réfère classiquement et de façon quasi systématique et exclusive aux groupes taxonomiques des bioagresseurs des cultures : plantes, insectes, mollusques, nématodes, pathogènes. Ces groupes taxonomiques généraux ont un sens biologique notamment au travers de traits physiologiques spécifiques qui sont d'ailleurs la cible des produits phytopharmaceutiques (herbicides, insecticides, molluscicides, nématicides, fongicides). De même, c'est d'abord par une entrée taxonomique que les bioagresseurs sont considérés par les agriculteurs. La classification taxonomique est donc indiquée dans la

typologie des bioagresseurs et de leurs ennemis naturels, et utilisée en fin de chapitre dans la présentation synthétique des conclusions de l'analyse.

Ces deux approches de description de la diversité des organismes impliquent respectivement la diversité fonctionnelle (diversité des traits) et la diversité taxonomique (diversité des taxons, dépendante des niveaux taxonomiques considérés : phylum, genre, espèce).

Tableau 3-2. Typologie des bioagresseurs des cultures et de leurs ennemis naturels selon une gamme de traits fonctionnels impliqués dans les interactions (directes ou indirectes) de ces organismes avec les plantes cultivées

Taxonomie générale		<i>plantes, insectes, mollusques, nématodes, pathogènes</i>
Types de trait		Déclinaison
Traits de spécialisation	Habitat	Spécialiste, généraliste
	Ressource	
Traits de dispersion	Mode de dispersion	Actif vol, actif marche, Passif vent, passif pratique culturale, vecteur, transmission par semences, l'organe de reproduction...
	Capacité de dispersion (distance)	Très locale (la plante et ses voisins immédiats), locale (intraparcelle-culture), paysage (interculture), continentale
Traits de perception et de communication		Signaux utilisés pour identifier l'habitat, la plante hôte, etc... Signaux utilisés pour engager une action (sporuler, émerger, germer, fuir...)
Traits démographiques		Espèces dites "opportunistes" (stratégies R/r, pullulations, polycyclique) Espèces dites "à l'équilibre" (stratégies K/C,S, endémiques, monocyclique)
Traits de résistance aux stress		Aucune forme de résistance Diapause, quiescence, formes de résistance (spores, graines diapausantes)
Traits de développement		Cycle simple Cycle complexe (plusieurs hôtes, plusieurs stades, plusieurs habitats, plusieurs formes, plusieurs modes de reproduction...)
Traits d'effet		Façons d'induire des dégâts (voleurs de ressources, réducteurs de biomasse, réducteurs d'efficacité d'assimilation, « sapeurs » d'assimilation, consommateurs de tissus, accélérateurs de sénescence) Conséquences sur la plante (survie, physiologie, reproduction...)

Les sections suivantes listent et définissent chaque entrée de cette typologie, en illustrant la manière dont chaque trait peut intervenir dans les effets de la diversité végétale sur la régulation des bioagresseurs.

A noter que la virulence/agressivité des bioagresseurs n'est pas considérée dans cette typologie, car elle relève d'un syndrome de traits³. A noter également que pour les insectes, les traits fonctionnels tels que définis ici peuvent être très différents selon les stades de développement (par exemple, larves peu mobiles vs. adultes avec de fortes capacités de dispersion). Un mode de diversification donné peut donc avoir des effets contrastés sur l'insecte phytophage selon son stade de développement.

3.1.2.1. Traits de spécialisation

La spécialisation mobilise le concept de niche écologique (Hutchinson, 1957 ; Begon, 2005), qui désigne la position fonctionnelle d'une espèce dans un espace à N dimensions définies par le produit des paramètres physico-chimiques du milieu, des ressources que l'espèce exploite et de ses interactions avec d'autres espèces. La spécialisation peut se définir par rapport à chacune des dimensions de la niche écologique de l'espèce. La spécialisation vis-à-vis de la dimension n correspond ainsi à l'amplitude de niche occupée par l'espèce le long de

³ Syndrome de traits : combinaison de traits

la dimension n de la niche. Selon son degré de spécialisation, une espèce peut donc être caractérisée le long d'un continuum allant du très spécialisé au générique (faible degré de spécialisation).

Concernant les bioagresseurs et leurs ennemis naturels, deux dimensions sont classiquement retenues : l'habitat (milieu de vie offrant les conditions adéquates à la survie et à la reproduction) d'une population d'une espèce, et sa ressource trophique (la plante hôte pour un bioagresseur, la proie pour un prédateur ou l'hôte pour un parasitoïde) — étant entendu que ces deux dimensions peuvent être en partie confondues pour certains organismes (les pathogènes et les plantes notamment).

Une espèce dite spécialiste vis-à-vis de l'habitat est essentiellement inféodée à certains types de milieux (par exemple les milieux cultivés), alors qu'une espèce généraliste peut se développer dans plusieurs types de milieux (à la fois cultivés et non-cultivés).

Une espèce dite spécialiste vis-à-vis de la ressource trophique est une espèce dont les individus s'alimentent préférentiellement sur une espèce d'hôte (voire une variété ou un génotype) ou un petit nombre d'espèces étroitement apparentées. Au contraire, une espèce généraliste est capable de s'alimenter sur une grande diversité d'hôtes ou de proies.

Par définition, les organismes bioagresseurs sont (au moins pour une partie de leur cycle de vie) inféodés au milieu cultivé pour leur habitat, et à une ou plusieurs espèces de plantes hôtes cultivées pour leurs ressources trophiques.

3.1.2.2. Traits de dispersion

La dispersion caractérise la façon dont les individus se déplacent entre habitats (manière et distance). Un même organisme peut avoir plusieurs modes de dispersion selon ses stades de développement. La réalisation de la dispersion (son déclenchement dans l'habitat d'origine ou sa conséquence – c'est-à-dire la colonisation d'un habitat) dépend à la fois des conditions abiotiques locales (par exemple la température ou la photopériode) et des autres espèces présentes dans le réseau écologique (par exemple espèces ressources ou espèces prédatrices, Fronhofer *et al.*, 2018). Pour un bioagresseur à faible dispersion par exemple, l'hétérogénéité d'un peuplement cultivé est défavorable au passage d'une plante hôte à l'autre.

Traits liés au mode de dispersion

La dispersion est active pour les bioagresseurs qui se déplacent par leurs propres moyens. Pour les animaux, la dispersion active fait intervenir la marche, le vol, le rampement. Pour les adventices, la multiplication végétative peut être vue comme un mode de déplacement actif par le biais de la formation de rhizomes (par exemple le chiendent rampant), de bulbes ou de tubercules (l'avoine à chapelet) ou de souches courtes produisant des bourgeons axillaires (le rumex à feuilles obtuses et le rumex crépu).

La dispersion est passive quand elle implique un ou plusieurs agents dispersant extérieurs à l'individu. Ces agents peuvent être la gravité (barochorie des graines), le vent (anémochorie des graines et des spores, voire de certains insectes phytophages – *ballooning*), l'abrasion ou les frottements qui favorisent la pénétration des virus dans les tissus de leurs plantes hôtes, ou encore la vexion par un animal (zoochorie). La vexion animale concerne aussi bien les vertébrés que les invertébrés vecteurs de graines (notamment carabes et fourmis), les phytophages piqueurs-suceurs et les xylophages transportant virus et pathogènes. Les pratiques agricoles peuvent constituer un cas particulier de vexion passive de bioagresseurs (par exemple la propagation de virus par les instruments de taille, la dissémination de matériel infecté issu de pépinière, le transport de sol par les charrues entre les parcelles).

L'existence d'un mode de dispersion active à un certain stade de développement du bioagresseur n'exclut pas une dispersion passive, laquelle concerne potentiellement tous types de bioagresseurs.

Traits liés à la distance de dispersion

Il n'existe pas de seuil absolu distinguant une courte distance d'une longue distance de dispersion. Dans le cadre de cette ESCo, nous retenons trois niveaux de dispersion : très courte distance (de la plante à ses voisins immédiats), courte distance (de proche en proche à l'intérieur de la parcelle cultivée) et longue distance (entre parcelles cultivées).

3.1.2.3. Traits de perception et de communication

Afin de réaliser leur cycle biologique, les organismes mobilisent une grande diversité de signaux issus de leur environnement abiotique et biotique, ce qui implique alors des interactions directes et indirectes intraspécifiques (par exemple pour localiser un partenaire de reproduction) et interspécifiques (par exemple pour localiser un hôte ou proie).

Un certain nombre de signaux permettent aux organismes d'identifier l'habitat, la plante hôte, la plante agressée par un bioagresseur, etc. Ces signaux peuvent être visuels, olfactifs, ou encore tactiles ou gustatifs suite à une tentative alimentaire. La quantité de signaux interprétés comme des indices d'habitats est dépendante de l'abondance et de la distribution des émetteurs. Pour un bioagresseur volant par exemple, localiser une parcelle d'une culture hôte est ainsi grandement facilité par l'homogénéité de la végétation et la grande taille des parcelles agricoles.

D'autres signaux sont utilisés par les organismes pour engager une action (par exemple sporuler, émerger, germer, disperser). Il s'agit de signaux abiotiques (par exemple température, luminosité, hygrométrie, cycle nyctéméral, etc.) mais aussi biotiques (par exemple sénescence de la plante hôte ou présence d'un prédateur).

3.1.2.4. Traits démographiques

Les traits démographiques caractérisent la façon dont les populations croissent et décroissent au cours du temps. Ils sont définis par la fécondité et la longévité des organismes. Les traits démographiques sont sous l'influence de différents facteurs biotiques (comme la disponibilité des ressources) et abiotiques (comme la température) dont la valeur et la distribution temporelle peuvent être source de stress. L'homogénéisation des systèmes de culture favorise par exemple la disponibilité de la ressource que représente la culture pour les bioagresseurs associés, tout en simplifiant drastiquement les réseaux d'interactions dans lesquels s'inscrivent ces bioagresseurs (avec des compétiteurs, des prédateurs, des parasites, des pathogènes, etc.), levant deux facteurs de limitation majeurs de croissance des populations. Au contraire, la nature et la fréquence des interventions agricoles imposent une variabilité forte sur la disponibilité de la ressource des bioagresseurs (c'est-à-dire la plante cultivée) et agissent donc comme un facteur de sélection sur les traits démographiques des bioagresseurs.

Les traits démographiques covarient au niveau de l'espèce de sorte qu'il est possible de regrouper les espèces sur la base des valeurs de traits qu'elles partagent. On définit ainsi deux grands types de stratégies démographiques dont la dénomination varie selon les groupes de bioagresseurs.

Stratégies r/R. Les milieux où des perturbations récurrentes entraînent une mortalité ou une perte de biomasse importante (par la fauche par exemple) sélectionnent les espèces caractérisées par un cycle de développement rapide, une fécondité élevée et une forte aptitude à la dispersion. Ces stratégies concernent les adventices annuelles, les insectes multivoltines (réalisant plusieurs générations par an) et les pathogènes alternant reproduction sexuée et asexuée.

Stratégies K/C, S. Les milieux plus stables sélectionnent au contraire des espèces dont le cycle de développement est plus long, la fécondité moins importante et les capacités de dispersion plus limitées. C'est notamment le cas des plantes annuelles et des insectes univoltines ou dont le cycle de développement s'étale sur plusieurs années, et des pathogènes responsables d'infections chroniques de faible virulence. Dans le cas des plantes, les auteurs reconnaissent plusieurs stratégies démographiques selon les contraintes abiotiques et biotiques imposées par le milieu — facteurs de stress — mais ce niveau de précision apparaît comme non pertinent au regard des objectifs de l'ESCO.

3.1.2.5. Traits de résistance aux conditions extrêmes / à l'absence de ressources

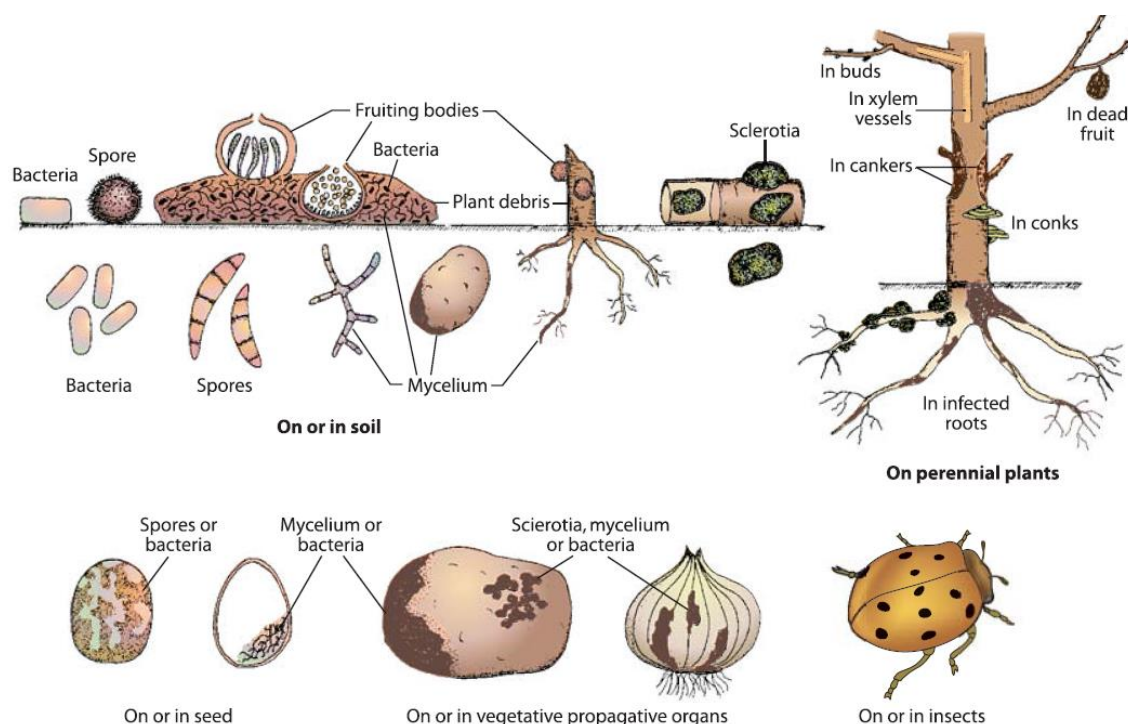
De nombreux bioagresseurs ont un cycle de développement qui inclut un stade de ralentissement prononcé du développement (quiescence, dormance, diapause), qui peut être obligatoire ou non, et qui permet à l'organisme de résister à des conditions environnementales défavorables majeures et durables, qu'elles soient prédictibles (hiver) ou non (sécheresse, absence de ressources). Les graines et les bulbes sont les principales formes de vie

ralenties des adventices. Pour les insectes, il s'agit des œufs et des nymphes (ou pupes chez les diptères et chrysalides chez les lépidoptères). Les champignons pathogènes mettent en place des spores ou des sclérotes (Figure 3-3), les nématodes des kystes.

Dans le cadre de cet ESCo, ce n'est pas tant la forme de résistance en tant que telle qui constitue le trait de résistance essentiel pour réaliser une typologie des bioagresseurs, que le moment de sa mise en place, au regard du stade de développement de la culture. En effet, les formes de résistance des bioagresseurs peuvent se localiser sur différents supports biotiques et abiotiques (Figure 3-3 pour exemple) qui peuvent être présents ou non dans les cultures. Les espèces de syrphes prédatrices ont ainsi plusieurs stratégies pour passer l'hiver : au stade nymphal dans les parcelles de cultures d'hiver ou dans leurs bordures, au stade adulte actif en s'alimentant sur les rares ressources florales disponibles dans les lisières de bois orientées au sud, ou en migrant au sud de l'Europe.

Certains bioagresseurs des cultures n'ont pas de forme de quiescence particulière et ont une action délétère sur les cultures tout au long de l'année.

Figure 3-3. Illustration de formes de résistance et de leur localisation pour des bactéries et champignons pathogènes de cultures annuelles ou pérennes. Source : Agrios, 2005.



3.1.2.6. Traits de développement

Par analogie avec les cycles de développement des parasites qui peuvent se réaliser sur un seul hôte (cycles monoxènes) ou au travers de l'alternance obligatoire de plusieurs hôtes (cycles hétéroxènes), il est possible de distinguer chez les bioagresseurs les cycles simples et complexes. On qualifie ici de cycle simple (indépendamment du nombre de stades de développement) le cycle d'un bioagresseur (ou d'un ennemi naturel) qui se réalise au sein de la même culture. Par opposition, on qualifie de cycle complexe un cycle imposant une alternance obligatoire entre cultures ou avec les habitats semi-naturels pour la réalisation du cycle de développement. La différence avec la notion de spécialisation est ici le caractère obligatoire de l'alternance d'hôtes. Dans le cas des pucerons par exemple, certaines espèces ou certaines lignées au sein d'une même espèce, engagent une phase sexuée annuelle obligatoire impliquant un changement d'hôte : le puceron du merisier à grappes *Rhopalosiphum padi* effectue une phase sexuée sur le merisier à grappe en hiver (appelé hôte primaire) et se nourrit sur les céréales à paille cultivées le reste de l'année (hôtes secondaires). Ce cycle complexe est appelé holocyclie dioecique, sachant que certaines lignées de ce même puceron peuvent toutefois réaliser un cycle simple sur céréales, appelé anholocyclie.

3.1.2.7. Traits d'effet

Les traits d'effets désignent le mode d'élaboration des dégâts sur les plantes cultivées par les bioagresseurs. Pour rappel, les dégâts désignent l'ensemble des symptômes observés sur les plantes cultivées consécutifs à l'apparition de bioagresseurs. Ils peuvent consister en une destruction totale ou partielle des différents organes de la plante et/ou en une modification de leurs caractéristiques (déformations, tâches, rabougrissement, flétrissement, etc.). La façon dont un bioagresseur entraîne des dégâts sur la plante cultivée a des conséquences variables sur celle-ci, en terme de survie, de reproduction, de comportement. Selon la définition retenue dans cette ESCo, il peut ne pas y avoir de linéarité stricte entre l'occurrence des dégâts et le niveau de dommages, ces derniers étant définis comme une perte quantitative (rendement) ou qualitative sur le produit récolté. Par exemple, des décolorations des feuilles peuvent avoir des répercussions plus ou moins importantes sur la qualité marchande des fruits ou des tubercules.

Bioagresseurs phytophages. Les traits d'effets sont à décliner selon le type d'organisme considéré. Dans le cas des insectes phytophages, ils sont déterminés par l'organe consommé et le mode de consommation. Les insectes phyllophages consomment les feuilles et entraînent une baisse des capacités photosynthétiques de la plante, qu'ils consomment tout ou partie du limbe (défoliateurs au sens strict) ou qu'ils creusent une galerie dans le mésophylle (larves mineuses). Les insectes piqueurs-suceurs perforent les tissus et consomment la sève élaborée (pucerons) ou brute (cicadelles) ou aspirent le contenu des cellules (Tintigidae). Les insectes cambiohages colonisent les tiges ou les rameaux des ligneux où ils consomment les tissus responsables de la croissance secondaire. Les insectes rhizophages consomment les racines. D'autres insectes consomment les organes de reproduction, qu'il s'agisse des fleurs (florivores), des fruits (frugivores) ou des graines (séminiphages). Enfin, les insectes cécidogènes détournent le métabolisme de la plante en induisant la production d'un tissu spécifique à l'origine de la formation des cécidies (galles) que l'on peut retrouver sur tous les organes. A noter que le même phytophage peut consommer différents tissus de la plante hôte à différents stades de son développement (ex : hannetons).

Les phytophages qui consomment spécifiquement les adventices sont également considérés comme des ennemis naturels. Les insectes phytophages consomment également les micro-organismes associés aux plantes — pathogènes ou non (Eberl *et al.*, 2020).

Bioagresseurs omnivores. De nombreux organismes de la mésofaune et de la macrofaune du sol sont omnivores et consomment aussi bien des tissus vivants que morts, animaux, fongiques ou végétaux. Leur rôle vis-à-vis des dégâts dans les cultures est souvent mineur par rapport à celui des phytophages. Certains insectes prédateurs s'alimentant également sur les plantes pouvant entraîner des dommages importants (Puentes *et al.*, 2018) ou entrer en interaction de manière synergique ou antagoniste avec les carnivores stricts (Cuny *et al.*, 2021).

Pathogènes responsables des maladies des plantes. Les dégâts provoqués par les agents phytopathogènes (champignons, oomycètes, bactéries, virus) dépendent de leur impact sur la physiologie et la croissance de la plante hôte, de leur propre dynamique de multiplication et de propagation (spatiale et temporelle) dans la plante une fois celle-ci infectée, et des organes de la plante qui constituent le produit récolté. L'impact physiologique peut aller d'une diminution de la surface photosynthétique (réduction du processus d'assimilation, par exemple via l'accélération de senescence) jusqu'à la diminution des parties reproductrices ou d'accumulation de réserves (généralement celles récoltées, aériennes ou souterraines). Le rendement d'une culture peut ainsi être réduit par un agent pathogène qui provoque des jaunissements ou des nécroses foliaires, proportionnellement à la quantité d'organes touchés ou à la surface de tissus altérés (ex. septoriose du blé). Un agent pathogène provoquant des infections « systémiques » (typiquement des virus ou des bactéries) affecte une plante dans sa globalité en réduisant également fortement sa photosynthèse (ex. jaunisse de la betterave). Il affecte généralement aussi son système vasculaire. Ce type d'agent pathogène peut aller jusqu'à tuer son hôte (cas de certaines maladies d'origine bactérienne). Enfin, le rendement d'une culture peut être quasiment nul alors que la croissance de la plante n'est que modérément affectée. C'est notamment le cas des agents pathogènes qui altèrent la « qualité » des parties récoltées. Les champignons produisant des toxines rendent ainsi des grains impropres à la consommation (ex. fusariose des épis des céréales) et ceux provoquant des taches sur des fruits déprécient leurs valeurs marchandes. Les traits d'effets sont donc spécifiques de chaque pathosystème.

Plantes adventices. Les dégâts occasionnés par les adventices peuvent se définir comme leur capacité à gêner la croissance et entraver le développement de la plante cultivée. Dans ce cas, le mode d'élaboration des dégâts passe par la compétition pour les ressources biotiques et abiotiques et/ou les interactions allélopathiques entre adventices et plantes cultivées.

Plantes parasites. Grâce à un organe spécialisé, l'haustorium, les plantes parasites des cultures se fixent à leur hôte et y prélèvent de l'eau, des minéraux et d'autres molécules. En fonction de leur capacité à réaliser ou non la photosynthèse, elles sont catégorisées en holoparasites (qui sont des parasites obligatoires car ils dépendent totalement de l'hôte pour acquérir des ressources carbonées) ou hémiparasites (qui peuvent être des parasites obligatoires ou facultatifs). Pour compléter leur cycle, les plantes parasites maintiennent leur hôte en vie le plus longtemps possible, mais leurs prélèvements peuvent causer un stress hydrique à leur hôte, et des pertes en carbone et nutriments (Hegenauer *et al.*, 2017). Cela se traduit, par exemple, par une réduction de la biomasse (aérienne et racinaire) produite. Les infestations de plantes parasites peuvent aussi impacter négativement le poids de mille grains et le rendement (Labrousse *et al.*, 2001 ; Grenz *et al.*, 2008).

Ennemis naturels carnivores et parasitoïdes des bioagresseurs. Les prédateurs stricts (arthropodes ou vertébrés) et les parasitoïdes tuent leur proie ou leur hôte à court terme et contribuent ainsi à la régulation des populations de bioagresseurs phytophages.

3.1.3. Typologie des mécanismes écologiques en jeu dans la régulation des bioagresseurs au moyen de la diversification végétale

Auteurs : Hélène Fréville, Nicolas Gross, Marie Launay, Virginie Ravigné.

D'un point de vue théorique, l'effet de la diversité végétale sur la régulation des bioagresseurs peut être compris en premier lieu à travers l'effet de dilution (Thébault et Loreau, 2003 ; Keesing *et al.*, 2006 ; Halliday et Rohr, 2019). L'effet de dilution suppose qu'un peuplement diversifié est moins sensible aux attaques des bioagresseurs (adventices comprises) car leurs ressources biotiques et abiotiques sont diluées dans un couvert ou un paysage plus complexe :

- Confrontés à une **ressource végétale fragmentée** parmi des plantes non hôtes (par exemple en cas de mélange d'espèces), en proportion moins abondante que dans des peuplements mono-spécifiques, ou confrontés à une **hétérogénéité** de la qualité des plantes hôtes (par exemple en cas de mélange de variétés plus ou moins résistantes), les bioagresseurs phytophages mettent plus de temps à trouver leur plante hôte et à les coloniser.
- Une plus grande diversité végétale accroît également la **compétition entre plantes pour les ressources** (lumière, eau, nutriments) et donc a tendance à défavoriser les adventices.

Ces effets de dilution entraînent aussi une augmentation de la **compétition intraspécifique chez les bioagresseurs** car leurs ressources deviennent moins abondantes dans un couvert diversifié, augmentant ainsi leur régulation *via* des mécanismes densité-dépendances (Deraison *et al.*, 2015). Il existe une littérature abondante sur ces processus, n'ayant d'ailleurs pas réellement conclu jusque-là sur leur importance dans des conditions réelles de terrain. Une méta-analyse récente (Halliday et Rohr, 2019) a pu montrer que si l'on compare différents écosystèmes ayant naturellement des niveaux de diversité contrastés, les effets de dilution ne sont pas plus importants dans les écosystèmes ayant un plus grand nombre d'espèces. Cependant, au sein d'un écosystème, la perte de diversité spécifique (par exemple suite à des perturbations) entraîne une diminution nette des effets de dilution sur les maladies. L'altération de l'effet de dilution s'observe ainsi de manière prépondérante lorsque les gradients de biodiversité sont entraînés par la perte de biodiversité locale. Le corollaire est qu'une diversification de la végétation au sein d'une parcelle pourrait améliorer la régulation des bioagresseurs.

Si ces observations et approches théoriques suggèrent un bénéfice de la diversification des cultures dans la régulation des bioagresseurs comme un principe, sa mise en place opérationnelle pour des applications à des situations concrètes reste aujourd'hui un défi. En effet, une multitude de mécanismes intervenant dans les stratégies de diversification agissent à toutes les échelles - spatiale, temporelle et biologique. Par exemple, l'effet de dilution fonctionne mieux s'il existe un certain niveau de spécialisation chez les bioagresseurs. Dans le cas de bioagresseurs généralistes (*cf.* section 3.1.2.1) comme lors de certaines invasions biologiques (Diez *et al.*, 2010 ; Vilà *et al.*, 2011) ou dans le cas de couverts végétaux rendus trop semblables d'un point de vue fonctionnel (Bingham *et al.*, 2009 ; Costanzo et Bàrberi, 2014), cet effet dilution de la diversité des couverts peut être faible.

Au-delà de la diversité variétale ou spécifique, les caractéristiques physiologiques, morphologiques ou génétiques des organismes déterminent les **interactions entre les prédateurs** d'une part, **entre bioagresseurs**

d'autre part, et leurs résultantes qui sont les interactions entre prédateurs et proies (Schmitz *et al.*, 2015 ; Brousseau *et al.*, 2018). Comprendre comment la diversité des traits fonctionnels des proies et des prédateurs régule les interactions entre bioagresseurs et plantes hôtes cultivées reste pleinement un front de science.

Enfin, la présence de bioagresseurs modifie le phénotype des plantes en modifiant de manière complexe la manière dont **elles interagissent et communiquent** au sein des peuplements végétaux, sur un spectre allant d'interactions négatives à positives. La domestication des cultures a eu un effet délétère sur la capacité des plantes cultivées à coexister avec d'autres espèces (Litrico et Violle, 2015), à interagir avec la flore microbienne des sols (Martín-Robles *et al.*, 2020) et à bénéficier d'effet de complémentarité (Chacón-Labela *et al.*, 2019), compliquant les stratégies de diversification à l'échelle parcellaire.

Ainsi, une application du principe de diversification à des contextes locaux spécifiques demande d'améliorer nos connaissances sur les mécanismes, ce qui est nécessaire pour adapter localement les stratégies de diversification et pourquoi pas d'optimiser les effets de celle-ci sur la régulation des bioagresseurs tout en tenant compte des trajectoires climatiques futures.

Nous présentons dans cette section une typologie des mécanismes écologiques et évolutifs impliqués dans la régulation des populations de bioagresseurs exercée par la diversité végétale. Tous ces mécanismes agissent directement ou indirectement sur les interactions entre les bioagresseurs et les plantes hôtes cultivées de ces derniers.

Cette typologie est principalement fondée sur une compréhension théorique des mécanismes évoqués. Elle repose également sur des preuves empiriques obtenues sur des systèmes naturels, et plus rarement sur des preuves empiriques et expérimentales en systèmes cultivés. Nous décomposons les mécanismes qui sous-tendent l'effet de la diversité végétale sur les bioagresseurs en deux grandes catégories :

- La première regroupe les **mécanismes de régulation directe des bioagresseurs par les caractéristiques spatio-temporelles de leur habitat**. L'habitat cultivé peut se composer d'une seule espèce cultivée ou de plusieurs. Il inclut la (ou les) plante hôte, son microenvironnement biotique (c'est-à-dire l'holobionte) ainsi que son microclimat. Ces mécanismes découlent de la disposition spatio-temporelle de la végétation, amenant à des effets (i) de fragmentation spatiale de l'habitat des bioagresseurs, qui limite la capacité des bioagresseurs à accéder à leurs plantes hôtes, et/ou (ii) de variation spatio-temporelle de la qualité de l'habitat des bioagresseurs (capacité de l'habitat à favoriser ou non le développement de la population de bioagresseurs), qui influe la dynamique écologique et évolutive des bioagresseurs.
- La deuxième regroupe les **mécanismes de régulation des bioagresseurs faisant intervenir d'autres interactions biotiques modulant les interactions entre les bioagresseurs et leur habitat cultivé**. Ces interactions sont de divers ordres : (i) interactions entre plantes cultivées qui modulent leur capacité à se défendre contre les bioagresseurs, (ii) interactions entre plantes et ennemis naturels des bioagresseurs, (iii) interactions entre communautés d'ennemis naturels et entre communautés de bioagresseurs qui modulent leurs dynamiques de populations.

Lors de la mise en place d'un mode de diversification, ces mécanismes ne sont jamais actionnés indépendamment les uns des autres. L'introduction de diversité végétale dans le paysage peut à la fois avoir des répercussions directes sur les bioagresseurs et des effets indirects *via* la dynamique des communautés d'ennemis naturels.

L'ensemble des mécanismes considérés dans cette ESCo pour comprendre et caractériser les effets des modes de diversification végétale sur la régulation des bioagresseurs est synthétisé dans le Tableau 3-3.

Tableau 3-3. Typologie des mécanismes écologiques et évolutifs considérés dans cette expertise pour étudier les effets des modes de diversification végétale sur la régulation des bioagresseurs.

Habitat = (ensemble de) plante(s) hôte(s) et son (leur) microenvironnement, BIOAG = Bioagresseur, EN : ennemis naturels)

Effet du mécanisme vis-à-vis de la régulation des bioagresseurs	Type d'interactions mobilisées	Mécanismes	Action attendue en termes de régulation et traits des organismes mobilisés	
Mécanismes de régulation directe des bioagresseurs par les caractéristiques spatio-temporelles de leur habitat	① Habitat cultivé X BIOAG	Fragmentation de l'habitat du bioagresseur	Fragmentation spatiale Fragmentation temporelle	<i>Limiter l'accès et/ou la dispersion des bioagresseurs dans les fragments (patches) de plantes cultivées</i> <i>Trait = dispersion, de développement, de résistance</i>
		Hétérogénéité de la qualité de l'habitat du bioagresseur	Hétérogénéité spatiale	<i>Créer un habitat cultivé moins favorable au développement des bioagresseurs</i>
			Hétérogénéité temporelle	<i>Traits = spécialisation, de développement et démographique</i>
		Mécanismes de régulation des bioagresseurs faisant intervenir des interactions biotiques modulant les interactions entre les bioagresseurs et leur habitat cultivé	<i>Interactions d'ordre 1</i>	② Plante cultivée X Plante cultivée
③ EN X Plantes	Émission de signaux (couleur, molécules...) par la plante agressée et perceptibles par les ennemis naturels			<i>Favoriser la localisation des bioagresseurs par les ennemis naturels</i> <i>Trait = perception et spécialisation</i>
	Présence de ressources pour les EN			Quantité et qualité des ressources Continuité temporelle des ressources
<i>Interactions d'ordre 2</i>	④ EN X EN		Complémentarité des niches écologiques (vs. compétition), structure et dynamique des réseaux d'interactions	<i>Compétition trophique modulant la dynamique des populations de bioagresseurs</i>
	⑤ BIOAG X BIOAG			<i>Traits : spécialisation, de résistance, d'effet</i>

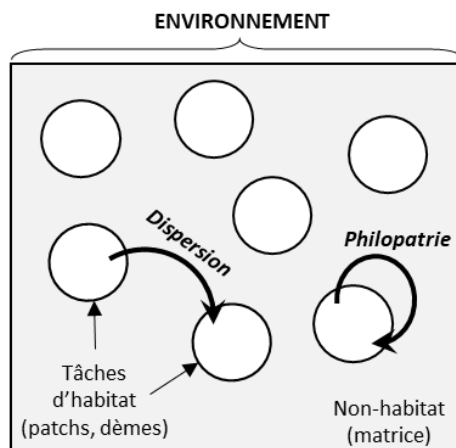
3.1.3.1. Mécanismes de régulation induits par la fragmentation de l'habitat des bioagresseurs des cultures

La fragmentation spatiale

En écologie, la fragmentation de l'habitat renvoie au fait que les habitats favorables à une espèce se présentent sous forme discontinue dans l'espace (on parle de « patchs », « tâches d'habitats » ou « dèmes ») séparés par une matrice d'habitats défavorables dans laquelle l'espèce considérée ne peut se maintenir (Figure 3-4). L'habitat d'une espèce est d'autant plus fragmenté qu'il est composé de petits patchs éloignés les uns des autres, peu connectés par des événements de migration et donc isolés. De nombreux travaux théoriques montrent que dans une telle configuration d'habitat, une population ne peut persister au niveau régional que si le taux de dispersion de l'espèce entre patchs compense les extinctions locales, lesquelles sont d'autant plus probables que les patchs sont petits - c'est le concept de métapopulation (Hanski, 1998 ; 2004). En biologie de la conservation, il a été maintes fois confirmé empiriquement que la fragmentation de l'habitat provoque des extinctions, voire des cascades d'extinctions décelables par la perte de diversité à l'échelle des communautés (Fahrig, 2003 ; Fisher et LindenMayer, 2007). Expérimentalement, il a cependant été montré que la généralité de ce principe est à moduler : les espèces par exemple très mobiles, très généralistes, semblent moins sensibles à la fragmentation que d'autres groupes d'organismes (Debinski et Holt, 2000).

Figure 3-4. Définition des termes liés à la description des environnements fragmentés. Auteur : V. Ravigné.

Pour un organisme donné, un environnement fragmenté est composé de patchs (aussi appelés dèmes ou tâches d'habitat – disques blancs) où l'organisme peut se développer, entourés d'une matrice (où zone de non-habitat – fond gris) où l'organisme ne peut pas se développer. Dans ce type d'environnement, la dispersion (le fait de se reproduire dans un autre patch que celui de naissance) est un paramètre clé de la dynamique régionale.



Cette contingence révèle la nécessité de décrire la fragmentation comme le produit de la disposition spatiale de l'habitat et de la biologie de l'espèce concernée. C'est le concept de connectivité, qui, sous différentes métriques, rend compte des tailles de fragments, des distances entre fragments et des capacités des espèces à se disperser entre ces fragments (Hanski, 1998 ; Molonska-Lefebvre *et al.*, 2011 ; Meentemeyer *et al.*, 2012 ; Parratt *et al.*, 2016). Il a été montré de façon théorique et expérimentale que la connectivité pouvait affecter à la fois le risque d'émergence, la propagation et les niveaux de populations de bioagresseurs (y compris les adventices, Meentemeyer *et al.*, 2012), au point que l'on inclut désormais différentes versions de cette métrique dans les analyses de risque (ex : Margosian *et al.*, 2009).

En se basant sur le concept de métapopulation, on peut chercher à fragiliser les populations de bioagresseurs en fragmentant les peuplements hôtes, c'est-à-dire en augmentant la matrice d'habitats défavorables et en limitant la dispersion (ex : Parnell *et al.*, 2006 ; Meentemeyer *et al.*, 2012 ; Fabre *et al.*, 2012 ; Papaix *et al.*, 2014). Il s'agit alors d'éviter les continuités d'hôtes favorables à un même bioagresseur. Cette idée s'applique potentiellement à toutes les échelles spatiales (intra-parcelle vs. inter-parcelles). Elle repose sur l'utilisation de deux types de barrières. Les premières sont des barrières génétiques : on introduit dans le paysage une matrice défavorable de plantes non hôtes, soit non cultivées, soit cultivées mais ne pouvant accueillir le bioagresseur (du fait de réaction

métaboliques empêchant la nutrition et/ou la reproduction du bioagresseur). Les secondes sont des barrières physiques. Il s'agit alors de jouer sur l'architecture des couverts. Les haies coupe-vent peuvent jouer ce rôle de barrière à la dispersion pour des agents pathogènes aériens. C'est le cas également de certaines formes d'agroforesterie, où les cultures sous-couvert sont protégées par le couvert.

Cette stratégie de fragmentation doit être calibrée selon la gamme d'hôtes (quelles plantes le bioagresseur est capable d'attaquer) et les capacités de dispersion des bioagresseurs concernés. Par exemple, pour des bioagresseurs peu mobiles, les alternances en rangs de variétés présentant des résistances totales différentes est déjà une fragmentation de l'habitat du point de vue des bioagresseurs présentant une des virulences correspondantes (par exemple, Zhu *et al.*, 2000 ; Mundt, 2002). A l'inverse, pour un bioagresseur dont les capacités de dispersion sont plus importantes, la fragmentation devra intervenir à l'échelle du paysage par l'insertion dans le paysage de zones non cultivées ou cultivées avec des plantes ne faisant pas partie de la gamme d'hôtes du bioagresseur ciblé et qui joueront un rôle de barrière physique à la dispersion (Fabre *et al.*, 2012 ; Papaïx *et al.*, 2014).

La discontinuité temporelle

La notion de fragmentation de l'habitat peut également être appréhendée du point de vue temporel, on parle alors de discontinuité temporelle de l'habitat. De nombreux bioagresseurs font face à intervalles réguliers à l'absence de plante hôte. Dans les climats tempérés, l'hiver est une saison où la plupart des bioagresseurs des plantes n'ont plus d'hôte à disposition pour se multiplier. Au cours de leur évolution, ces espèces ont développé un certain nombre d'adaptations à la survie hivernale et plus largement à la persistance en l'absence d'hôte. Identifier les formes et modalités de persistance en l'absence d'hôte est un des éléments classiques de la lutte contre les bioagresseurs. L'usage de rotations de cultures adaptées, avec des alternances de cultures ne partageant pas les mêmes bioagresseurs est un exemple d'introduction de discontinuités temporelles pouvant rompre le cycle de vie des bioagresseurs. Ces stratégies nécessitent de prendre en compte l'existence de diapauses, dormances et banques de graines, ainsi que toute forme de survie de spores ou de mycélium (cf. section 3.1.2.5).

3.1.3.2. Mécanismes de régulation induits par l'hétérogénéité de l'habitat des bioagresseurs

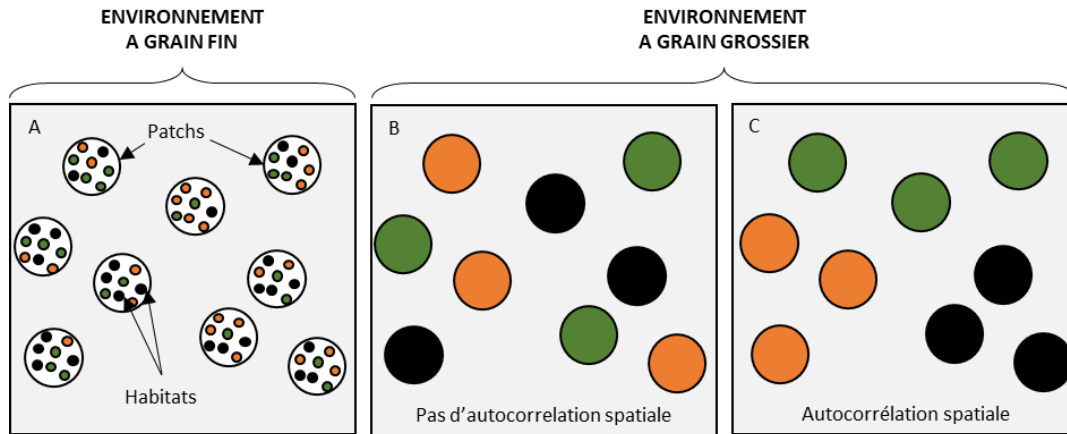
L'hétérogénéité spatiale

Pour un bioagresseur donné, au sein d'un même paysage, la diversification des plantes hôtes dans son rayon de dispersion produit de l'hétérogénéité spatiale, au sens où elle produit une variation spatiale de la qualité de ses habitats. Cette hétérogénéité peut exister à différentes échelles spatiales et repose sur des mélanges de différentes espèces hôtes, de différents génotypes d'une même espèce hôte ou de variation de traits comme des phénologies décalées (Figure 3-5). La notion de qualité est ici vue comme une variable continue, depuis une qualité d'hôte optimale pour un bioagresseur donné jusqu'au caractère non hôte de la plante pour ce bioagresseur. En écologie, on définit le grain de l'hétérogénéité spatiale comme fin si les individus bioagresseurs exploitent plusieurs plantes hôtes différentes au cours de leur vie, et grossier, si les individus exploitent majoritairement une plante hôte au cours de leur vie, et que ce sont leurs descendants qui seront éventuellement exposés à une autre plante hôte.

L'hétérogénéité spatiale des plantes hôtes affecte la dynamique des populations de bioagresseurs, particulièrement de ceux qui présentent un certain degré de spécialisation. Pour une espèce spécialiste, la diversité des plantes cultivées est équivalente à un mélange d'habitats de bonne qualité (les plantes sur lesquelles il est spécialisé) et d'habitat de mauvaise qualité, qui auront tendance à freiner sa dynamique de population (Plantegenest *et al.*, 2007). Par ailleurs, la simplification paysagère entraîne une réduction de la diversité des peuplements végétaux agricoles, et favorise le développement de bioagresseurs généralistes, avec de fortes capacités de dispersion, augmentant ainsi les comportements de pullulation (Le Provost *et al.*, 2020).

Figure 3-5. Différents types d'environnements hétérogènes composés de trois habitats. Auteur : V. Ravigné.

Les patches, ou tâches d'habitats, sont représentés par des disques. Dans un environnement à grain fin (A), différents types d'habitats sont présents dans le même patch. Dans un environnement à grain grossier (B) et (C), chaque patch est associé à un seul habitat. Les habitats peuvent être répartis de manière aléatoire dans l'espace (B), sans autocorrélation spatiale. Dans le cas d'une autocorrélation spatiale entre les type d'habitats (C), les habitats similaires ont tendance à être regroupés dans l'espace.



L'hétérogénéité spatiale des plantes hôtes impacte aussi de façon importante la dynamique évolutive des bioagresseurs, conditionnant la durabilité des stratégies en place. Dans un environnement homogène, constitué d'un seul génotype de plante hôte, on s'attend à ce que les bioagresseurs s'adaptent à l'hôte (de façon plus ou moins rapide selon le degré de fragmentation). Ils se spécialisent. C'est une dynamique maintes fois observée en agriculture (Goyeau *et al.*, 2021). Dans un environnement hétérogène, des plantes hôtes suffisamment différentes devraient imposer un compromis évolutif au bioagresseur : au-delà d'un certain niveau d'adaptation, s'adapter à l'une se fait au détriment de la valeur sélective sur l'autre. Selon la disposition spatiale des plantes, le niveau et le type de dispersion, l'intensité du compromis imposé par ces plantes hôtes et l'architecture génétique des traits impliqués dans l'adaptation à l'hôte chez le bioagresseur, l'évolution peut conduire les bioagresseurs à se spécialiser sur une des plantes hôtes, former des races/souches/lignées chacune spécialiste d'une plante hôte, ou rester généralistes et donc plus ou moins maladaptés aux diverses plantes hôtes (Ravigné *et al.*, 2009). Manipuler l'hétérogénéité spatiale permet donc en principe de canaliser l'adaptation des bioagresseurs. Il n'est pas trivial cependant de définir l'objectif. Il est certain que l'on doit chercher à éviter la formation de bioagresseurs spécialistes. Forcer la spécialisation sur un hôte sans intérêt agronomique (par exemple une plante de service non destinée à être récoltée) peut toutefois s'avérer intéressant. Par analogie, c'est ce principe qui a été à la base de la promotion de la stratégie haute-dose-refuge de gestion des résistances aux plantes produisant la toxine Bt, et qui consistait à conserver au milieu des champs de plantes Bt, des plantes non Bt, dites refuges, permettant de maintenir une sélection en faveur de la sensibilité à la toxine (Carrière *et al.*, 2010 ; Downes *et al.*, 2010). Il n'est par ailleurs pas non plus facile de calibrer ces stratégies, très dépendantes de l'existence d'un compromis évolutif entre les plantes hôtes, et le manque de modèles prédictifs permettant de le faire reste un frein du développement de ces approches (Thrall *et al.*, 2011 ; Burdon *et al.*, 2014).

Les stratégies précédentes requièrent une compréhension fine du système plante-bioagresseur considéré, et permettent difficilement de traiter simultanément le cortège de bioagresseurs auquel une culture fait face. L'écologie des communautés apporte un point de vue alternatif et complémentaire sur l'usage de la diversité des plantes hôtes, en considérant que la diversité fonctionnelle des couverts est un facteur de régulation des bioagresseurs.

Les prédateurs, consommateurs, parasites et maladies vont sélectionner leurs cibles (hôtes) en mobilisant certains traits morphologiques, physiologiques ou génétiques et c'est la correspondance entre les traits des bioagresseurs et des plantes qui va déterminer si l'interaction a lieu ou non. Ainsi, ce n'est pas la richesse en espèces que l'on va mobiliser pour la régulation des bioagresseurs mais bien l'augmentation de la diversité des traits impliqués dans les interactions plante-bioagresseurs. Dans un test expérimental, Deraison *et al.* (2015) ont ainsi montré qu'augmenter la diversité des traits impliqués dans les relations plante-herbivore limitait de manière très importante l'impact des herbivores sur les peuplements végétaux et que ces effets étaient conditionnés au degré de spécialisation des communautés d'herbivores.

Si on s'intéresse au concept de diversité fonctionnelle des peuplements végétaux, plusieurs facettes peuvent être mobilisées : i) l'identité des espèces (ou des variétés) les plus abondantes, ce que caractérise la moyenne des traits observés au sein d'un peuplement végétal ; ii) la dispersion et la variabilité de ces traits, quantifiés par la variance de la distribution des traits ; iii) la présence d'espèces (ou de variétés) fonctionnellement rares ayant des effets potentiellement importants (par exemple des plantes compagnes, ou émettant des composés allélopathiques ou des biocides ; enfin iv) l'équitabilité des traits qui correspond à la régularité de la distribution du trait parmi les espèces (ou variétés) présentes (écart entre la distribution observée et une distribution uniforme). Considérer ces 4 facettes de la diversité fonctionnelle pourrait permettre de concevoir des mélanges d'espèces (ou de variétés) résistant à de multiples bioagresseurs. A travers 480 communautés, Le Bagousse Pinguet *et al.* (2021) ont montré que l'équitabilité de la lignine au sein de mélanges plurispécifiques déterminait l'abondance des champignons pathogènes dans les sols indépendamment du type de plantes et des mélanges considérés. Les espèces cultivées pourraient être particulièrement sensibles à ces effets car elles sont caractérisées par de faibles taux de lignine et donc bien plus sensibles aux attaques de pathogènes que les espèces sauvages (Stukenbrock *et al.*, 2008).

La variabilité temporelle

Outre la variation spatiale de la qualité de l'habitat cultivé des bioagresseurs, celui-ci varie également au cours du temps en termes de quantité et de qualité. De nombreux bioagresseurs sont adaptés à une certaine forme de variabilité temporelle (notamment en lien avec la saisonnalité). Dans ce contexte, la diversification comme levier de lutte contre les bioagresseurs consiste à augmenter la variabilité temporelle au-delà de ce à quoi le bioagresseur a été confronté dans son histoire évolutive. En plus de ses effets régulateurs à court terme sur la dynamique des populations, la variabilité temporelle affecte également la dynamique évolutive des bioagresseurs ; elle peut en principe freiner la spécialisation sur la plante d'intérêt et entretenir un certain degré de maladaptation (Kassen, 2002), à condition qu'il existe à nouveau un compromis évolutif entre des plantes en alternance, ce qui n'est pas toujours le cas (Bedhomme *et al.*, 2012).

3.1.3.3. Mécanismes de régulation induits par les interactions entre les plantes

L'introduction de diversité génétique dans la parcelle sous forme de mélanges de variétés ou de mélanges d'espèces est susceptible de modifier la régulation des bioagresseurs *via* deux grands types d'effets déclenchés par les interactions entre plantes :

- A l'échelle intraspécifique, des effets directs liés à un **changement d'expression des défenses des plantes en réponse à des signaux émis par les plantes voisines**. Ainsi, il a été montré que des plantes attaquées par des phytophages émettaient des composés organiques volatiles susceptibles de déclencher une réaction de défense chez des plantes non attaquées, dès lors que la plante réceptrice du signal était génétiquement apparentée à la plante émettrice (Karban *et al.*, 2013). Ce mécanisme pourrait expliquer pourquoi certains mélanges de variétés sont moins résistants aux pathogènes que leurs composantes respectives en monoculture.
- Des effets indirects générés par la **compétition entre les plantes pour les ressources**. Il est en effet souvent considéré que l'investissement dans les défenses se fait au détriment de l'investissement dans la croissance, générant un compromis (*trade-off*) entre ces fonctions (Karasov *et al.*, 2017). Un tel compromis a été montré chez différentes espèces cultivées (riz, concombre, citrouilles) (Anten et Vermeulen, 2016). Cultiver des mélanges de variétés ou des mélanges d'espèces pour favoriser la complémentarité de niche pourrait ainsi permettre de diminuer la compétition pour les ressources entre variétés et ainsi favoriser les défenses contre les bioagresseurs. Dans les couverts plurispécifiques, la complémentarité de niche (les peuplements ne recherchent pas les ressources sous la même forme, par exemple les céréales absorbent l'azote du sol dilué sous forme NH_3 alors que les légumineuses absorbent l'azote atmosphérique du sol sous forme N_2), permet non seulement de réduire la compétition pour les ressources, mais peut même être exacerbée par la compétition (la fixation symbiotique des légumineuses est plus importante en cas de forte compétition pour l'azote du sol). Le phénomène de facilitation peut également contribuer à diminuer la compétition pour les ressources et favoriser les défenses, puisqu'elle correspond quant à elle à l'effet bénéfique d'une plante sur sa voisine, par l'augmentation des ressources abiotiques (augmentation de la disponibilité du P dans la rhizosphère par exemple).

Ces effets semblent particulièrement importants à explorer pour comprendre les facteurs favorisant l'immunité basale, qui confère une résistance vis-à-vis d'un large spectre de bioagresseurs (Heil, 1999). Ce type d'immunité implique en effet des mécanismes de résistance non spécifiques vis-à-vis de tel ou tel bioagresseur, et repose sur des gènes dont l'expression peut être induite par l'environnement biotique, déterminé par l'identité de l'espèce voisine dans les mélanges d'espèces ou l'identité du génotype voisin dans les mélanges de variétés.

Par ailleurs, on sait qu'à l'échelle cellulaire et infra-cellulaire, des voies communes de signalisation moléculaire (hormones, espèces réactives de l'oxygène ou « ROS », etc.) pilotent les défenses de la plante face aux stress biotiques et abiotiques. Deux types d'interactions ont été décrites : la « protection croisée » pour les plantes dont la résistance aux stress biotiques est augmentée par l'occurrence d'un stress abiotique, et la « vulnérabilité croisée » pour les plantes dont la sensibilité aux stress biotiques est accrue sous l'effet de stress abiotiques (Fones et Gurr, 2017 ; Sturrock *et al.*, 2011). La vulnérabilité croisée, qui serait diminuée dans le cadre d'un peuplement hétérogène si les ressources sont mieux distribuées, profite particulièrement aux pathogènes opportunistes et émergents, infectant les plantes stressées (ex : *Biscogniauxia mediterranea*, une maladie du chêne dont on a observé l'extension géographique favorisée par l'expansion de zones arides ; Vannini *et al.*, 2009). Les connaissances sur ces processus d'interaction entre maladies et stress abiotiques sont encore balbutiantes, et probablement plus avancées sur les couverts forestiers dont le dépérissement est un enjeu actuel majeur.

Notons que ces mécanismes ne sont pas tous synergiques :

- Une réduction des stress abiotiques, qu'elle soit permise par une moindre compétition entre plantes ou des pratiques agricoles (fertilisation, irrigation) peut entraîner à la fois (i) une réduction des défenses des plantes sujettes à la « vulnérabilité croisée », et (ii) une augmentation de la capacité des plantes à allouer des ressources à leurs mécanismes de défense ;
- Une certaine distance génétique entre les plantes cultivées composant le couvert peut à la fois (i) limiter la compétition entre plantes pour les ressources, et donc théoriquement permettre aux plantes d'augmenter leur immunité basale, mais dans le même temps (ii) limiter le déclenchement des défenses des plantes par communication entre plantes agressées et non agressées.

3.1.3.4. Mécanismes de régulation induits par les interactions entre les plantes et les ennemis naturels des bioagresseurs

Deux grands types de mécanismes sous-tendent les interactions entre plantes et ennemis naturels des bioagresseurs.

D'une part, les plantes attaquées par des bioagresseurs émettent des signaux (visuels ou composés volatiles) qui peuvent être perçus par les ennemis naturels pour repérer leurs proies.

D'autre part, la diversité d'un peuplement végétal tend à favoriser une diversité des espèces associées aux plantes qui le composent, parmi lesquelles se trouvent des ennemis naturels des bioagresseurs. Pour les bioagresseurs macroscopiques, les bandes enherbées entre les rangs d'arbres fruitiers, les haies, les portions de végétation semi-naturelle insérées dans le paysage sont par exemple des habitats pour des arthropodes prédateurs des bioagresseurs. Il a ainsi été montré que la perte d'habitats naturels dans les systèmes agricoles entraîne des chutes importantes et durables de biodiversité avec des conséquences fonctionnelles importantes pour la régulation des ravageurs (Sirami *et al.*, 2019 ; Le Provost *et al.*, 2020).

3.1.3.5. Le rôle des interactions ennemis naturels-ennemis naturels et bioagresseurs-bioagresseurs

Les interactions entre ennemis naturels d'une part, et entre bioagresseurs d'autre part, sont des mécanismes d'ordre 2 qui agissent plus indirectement sur la régulation des bioagresseurs en affectant la dynamique des populations d'ennemis naturels et de bioagresseurs. Ces interactions sont très variées. Il peut s'agir de complémentarité entre ennemis naturels, par exemple entre des coccinelles qui, en consommant des pucerons au sein d'une colonie, induisent la chute volontaire de pucerons au sol qui peuvent alors être prédatés par des carabes. Il peut s'agir également de prédation intra-gilde, c'est-à-dire qu'un ennemi naturel d'un bioagresseur consomme un autre ennemi naturel qui est souvent alors à un stade développement plus précoce (par exemple consommation des œufs et larves de coccinelles à sept points par les coccinelles asiatiques). Enfin, il peut s'agir

de compétition intra-guille, comme dans le cas des colonies de pucerons parasitées par des parasitoïdes qui s'avèrent moins attractives pour la ponte des syrphes.

Ces interactions existent également entre bioagresseurs. Par exemple pour les agents pathogènes, de nombreuses maladies connues pour être causées par un agent pathogène se révèlent être la conséquence d'interactions entre la plante et plusieurs microbes, et les maladies causées par un seul agent pathogène sont souvent affectées par la présence ou l'absence d'autres microorganismes (dans le cas où ces autres microorganismes n'induisent pas de maladie à la plante, ils peuvent être considérés comme auxiliaires par la compétition qu'ils entraînent avec les pathogènes de plantes). On parle de pathobiome (Vayssier-Taussat *et al.*, 2014 ; Bass *et al.*, 2019). Or la diversité des microbiotes associés aux plantes dépend notamment de la diversité spatiale et temporelle des plantes cultivées au sein de la parcelle (exemple Alonso *et al.*, 2020). Dans les écosystèmes agricoles, la présence simultanée de divers bioagresseurs sur les plantes cultivées est la norme. Des interactions entre bioagresseurs de même nature (entre champignons par exemple), ou de nature différente (entre champignons et adventices par exemple) résultent donc en général en ce qu'on nomme des « profils » de bioagresseurs, c'est-à-dire un assemblage de bioagresseurs qui évolue selon un équilibre dynamique au cours du cycle cultural (Savary *et al.*, 2006). Ces interactions peuvent être de l'ordre de la compétition, ou au contraire de la facilitation. Ainsi dans le cas de la rouille et de la cercosporiose de l'arachide, les deux champignons en compétition cherchent d'abord à occuper des sites vacants sur des tissus en croissance de la plante hôte. Puis la cercosporiose entraîne la défoliation de la plante hôte pour se multiplier à partir des tissus défoliés, au détriment du développement de la rouille, champignon biotrophe (Lannou et Savary, 1991). La virulence peut être accrue dans le cas d'infections multiples, le pathogène étant susceptible d'augmenter son taux de croissance et de reproduction lorsqu'il est en présence de concurrents (Lopez-Villavicencio *et al.*, 2007). La protection croisée est également une forme intense de compétition observée notamment entre virus, l'infection par le premier virus (souche virulente ou avirulente) empêchant la coinfection ultérieure par des virus génétiquement similaires (Marchetto et Power, 2018). Dans d'autres cas au contraire les coinfections simultanées sont susceptibles de se faciliter entre elles (Marchetto et Power, 2018). Chez des populations de champignons castrateurs entraînant la stérilisation de leur plante hôte sauvage, on a montré que les champignons résidant dans une plante excluaient spécifiquement les autres champignons non apparentés, au profit des souches partageant un grand nombre de variants génétiques communs (Koskella *et al.*, 2006 ; Lopez-Villavicencio *et al.*, 2007 et 2011). Si ces différentes formes d'interactions aboutissent à des profils de bioagresseurs variés, elles sont également modulées par la conduite des cultures (Savary *et al.*, 2006). Or, plusieurs leviers agronomiques peuvent être ainsi mobilisés, sur de larges gammes de modalités, dans le cadre de cultures plurispécifiques ou pluri-variétales : la fertilisation, la densité de plantation, l'(a)synchronisme entre les phénologies des espèces ou des variétés associées sont susceptibles de moduler le développement des bioagresseurs *via* leurs interactions intrinsèques.

3.2. Effets de la diversité génétique intra-spécifique intra-parcellaire de la végétation cultivée

Coordinateur et principaux auteurs : Frédéric Suffert (coord.), Hélène Fréville, Jérôme Enjalbert

Co-auteurs : Marie Launay, Bastien Castagneyrol

Experts ayant participé à la constitution du corpus bibliographique : Bastien Castagneyrol, Jérôme Enjalbert, Hélène Fréville, Marie Launay, Frédéric Suffert

3.2.1. Introduction

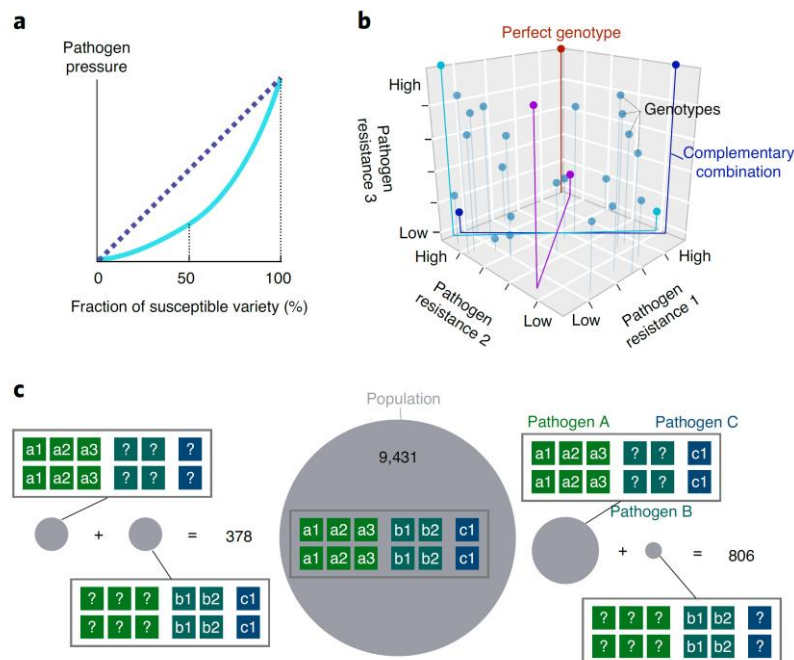
Les associations intra-spécifiques, qui vont des « mélanges variétaux » (également appelés « associations variétales ») jusqu'à des populations plus composites, correspondent à une **diversification intra-spécifique intraparcélaire**. Elles consistent à cultiver simultanément plusieurs génotypes ou plusieurs variétés d'une même espèce dans une même parcelle. Les associations intra-spécifiques répondent à différents objectifs et problématiques agronomiques : régulation des bioagresseurs, stabilité des rendements, souplesse d'utilisation, rusticité, etc. Elles ont surtout été mobilisées pour réguler les maladies, idéalement en assemblant avec une certaine souplesse différentes variétés dont les résistances sont complémentaires, créant ainsi un couvert dont le niveau de résistance « moyen » est adapté à un complexe pathogène local.

Les associations intra-spécifiques sont intéressantes pour la régulation des bioagresseurs pour deux raisons principales :

(i) D'une part, du fait de l'existence de *trade-off* génétiques et phénotypiques, il est souvent impossible de combiner certains traits dans une même variété (par exemple ceux associés à des niveaux de production élevés et des caractères de résistance à un cortège de bioagresseurs et/ou dans des conditions pédoclimatiques particulières). Wuest *et al.* (2021) vont plus loin dans cette réflexion et rappellent que les associations intra-spécifiques offrent ainsi des possibilités de contrôle de complexes de bioagresseurs/pathosystèmes multiples qui ne peuvent être raisonnablement réalisées dans un seul génotype (Figure 3-6). Les associations permettent ainsi de décomposer un problème complexe (sélection de résistances multiples dans une seule variété) en plusieurs problèmes unitaires plus simples à résoudre (distribution de résistances multiples dans plusieurs variétés). Dans le cas d'un agent pathogène émergent ou de l'apparition de nouvelles virulences, des gènes de résistance supplémentaires peuvent ainsi être rapidement déployés à l'échelle d'un couvert. La composition des associations peut en outre être modifiée chaque année, à l'échelle de l'exploitation. Les associations se substituent ainsi au pyramidage, démarche qui peut s'avérer fastidieuse (sélection classique) ou faire l'objet de contraintes réglementaires (techniques OGM et d'édition de génome).

(ii) D'autre part, ne pas combiner certains traits dans une même variété quand bien même ce serait possible, permet d'alterner les pressions de sélection exercées par un couvert sur les populations de bioagresseurs du fait de cette diversité s'exprimant à un grain spatio-temporel relativement fin, tout en conservant une relative homogénéité au grain immédiatement supérieur pour faciliter la valorisation agronomique. Cultiver ensemble des variétés ayant certains traits communs et d'autres différents (Litrice et Violle, 2015) pourrait ainsi permettre d'obtenir le meilleur compromis au sein d'un couvert.

Figure 3-6. Illustration de la manière dont des associations intra-spécifiques permettent de décomposer un défi épidémiologique complexe (sélection de résistances multiples dans une seule variété) en plusieurs problèmes unitaires plus simples à résoudre (distribution de résistances multiples dans plusieurs variétés) (figure extraite de Wuest *et al.*, 2021).



Dès la naissance des pratiques de sélection variétale modernes, à visée commerciale, les mélanges sont mentionnés (Vilmorin-Andrieux, 1880). Dans les années 1980, les mélanges intra-spécifiques ont suscité un fort intérêt en tant que moyen de gestion des maladies, notamment sous la forme du « mélange variétal » et de la « multilignée ». Ces approches ont largement été documentées (e.g. Borg *et al.*, 2018 ; Mundt, 2002 ; Finckh *et al.*, 2000). Les mélanges de céréales à paille ont été utilisés à de larges échelles en ex-RDA, en Chine et aux Etats-Unis. Ils connaissent actuellement un regain d'intérêt en France : depuis 2018, les surfaces de blé en mélange (12,2% de la sole de blé en 2020 d'après FranceAgriMer⁴, 17% en 2021 d'après Arvalis⁵) font jeu égal avec celle de la variété la plus cultivée.

En pratique, les **associations intra-spécifiques** peuvent recouvrir une grande gamme de diversité depuis les mélanges **multilignés**⁶ qui associent un nombre limité de géotypes ne différant que par un seul ou quelques gènes, jusqu'aux **variétés populations**⁷ dites « traditionnelles » caractérisées par une diversité phénotypique et génétique beaucoup plus large. Les mélanges multilignés permettent de créer une hétérogénéité fonctionnelle ciblée (par exemple pour des résistances complémentaires vis-à-vis d'un ou plusieurs bioagresseurs) tout en bénéficiant d'un couvert très homogène, propriété agronomique essentielle dans les systèmes de production conventionnels (Browning et Frey, 1969). Les variétés populations possèdent un niveau d'hétérogénéité à la fois géotypique et phénotypique beaucoup plus variable qui contraste avec l'absence d'hétérogénéité des variétés modernes (inscription de lignées hybrides au géotype fixé). Avec l'autorisation récente de commercialisation de ces populations pour l'Agriculture Biologique (Matériel Hétérogène Biologique, règlement européen n°2018/848), ces variétés hétérogènes sont amenées à occuper une place croissante dans le paysage agricole.

⁴ <https://www.franceagrimer.fr/fam/content/download/65100/document/ENQ-CER-repvar-A20.pdf?version=1> (consulté le 03/11/22)

⁵ <https://platform.api-agro.eu/members/s/5826ccef385c432c9266cc68ed82c76e> (consulté le 03/11/22)

⁶ Populations de plantes agronomiquement uniformes constituées d'un mélange de lignées isogéniques ou quasi-isogéniques, hétérogène pour un ou plusieurs gènes conditionnant la réponse à un bioagresseur, le plus souvent un agent pathogène.

⁷ Populations de plantes cultivées traditionnelles, hétérogènes, constituées d'un ensemble d'individus aux géotypes variés, généralement sélectionnés par sélection massale au champ par des agriculteurs, multipliées en pollinisation libre, et dont la variabilité génétique leur permet d'évoluer en fonction des variations des conditions environnementales locales.

3.2.2. Constitution et description du corpus bibliographique

Un corpus bibliographique initial de 653 publications a été constitué sur la base d'une interrogation du *Web of Science* (WOS) par combinaison de mots-clés spécifiques au mode de diversification intra-spécifique intraparcélaire (voir détails en Annexe du chapitre). La pertinence de ces publications a d'abord été évaluée sur la base de leur titre et résumé par les six experts responsables de l'analyse de la présente modalité de diversification. Parmi elles, 355 ont été exclues car considérées comme non pertinentes pour analyser les effets de la diversité intra-spécifique des plantes cultivées sur les bioagresseurs (ouvertement hors-sujet, portant seulement sur l'une des composantes « diversification intra-spécifique » ou « régulation des bioagresseurs » mais reliant trop peu les deux, trop générales et ne contenant aucun élément biotechnique). Ce premier filtre a sélectionné 316 références, auxquelles se sont ajoutées 59 autres collectées par des requêtes WoS ciblant d'autres modalités de diversification mais pertinentes (toujours sur la base de leur titre et résumé) pour analyser l'objet de la présente section. Après lecture approfondie des 375 publications ainsi retenues à l'issue de ce premier tri, 92 ont finalement été conservées pour réaliser l'analyse et citées dans la présente section.

A noter que la plupart des références antérieures aux années 1990 recensées dans les revues et méta-analyses, par exemple celle de Wolfe (1985), n'ont pas été collectées par la requête initiale. Il semble en effet que la très grande majorité de ces articles, plus anciens, ne sont pas incluse dans la base du WOS, ou incluse mais non collectée par les requêtes car techniquement moins bien référencées (par exemple, résumé non numérisé). Les experts ont donc ajouté manuellement 82 références au corpus bibliographique, dont quelques chapitres d'ouvrages et éléments de littérature grise.

Le corpus cité est constitué de 36 articles de synthèse (revues, méta-analyses ou chapitres d'ouvrages). Cinq de ces articles de synthèse présentent une entrée « écosystèmes naturels » (Burdon *et al.*, 2006 ; Koricheva et Hayes, 2018 ; Ninkovic *et al.*, 2016 ; Ekroth *et al.*, 2019 ; Barbosa *et al.*, 2009), les autres ayant plutôt pour cadre les « systèmes cultivés ». La richesse scientifique de la littérature nous a permis de mobiliser des résultats d'analyses qualitatives et quantitatives existantes, portant sur des contenus variés et complémentaires. Neuf de ces articles de synthèse ont été considérées comme des références « socle » compte tenu de leur complétude (revue narrative exhaustive) et/ou leur méthodologie (méta-analyse) : Browning *et al.*, 1969 (mentionnant des travaux parfois moins accessibles compte tenu de leur ancienneté) ; Wolfe, 1985 ; Finckh *et al.*, 2000 ; Mundt, 2002 ; Newton *et al.*, 2009 ; Burdon *et al.*, 2014 ; Tooker et Frank, 2012 et Koricheva et Hayes, 2018 (deux des rares revues qui concernent les insectes) ; Ninkovic *et al.*, 2016 (qui reprend des travaux mentionnant des mécanismes impliquant des composés organiques volatils, peu étudiés jusqu'à récemment dans le contexte des interactions plante-plante et de la diversification des cultures) ; Wuest *et al.*, 2021 (revue la plus récente, probablement celle qui présente le plus de recul sur les connaissances actuelles en proposant des perspectives s'appuyant sur des concepts écologiques et de biologie évolutive et s'intéressant ouvertement à la problématique des complexes de bioagresseurs/pathosystèmes multiples).

Les associations intra-spécifiques concernent un grand nombre d'espèces et ont fait la preuve de leur efficacité pour réguler des bioagresseurs dans **plusieurs types d'agrosystèmes de la zone tempérée de l'hémisphère nord** (Wolfe, 1985 ; Mundt 2002 ; etc.). La majeure partie des études sur ce sujet concerne les **systèmes de grandes cultures** (Borg *et al.*, 2018 ; Garrett et Mundt, 1999 ; Mundt, 2002 ; Parisi *et al.*, 2013 ; Finckh *et al.*, 2000 ; Keesing *et al.*, 2006 ; Tratwal et Bocianowski, 2018 ; Zhu *et al.*, 2000 ; Vidal *et al.*, 2018 ; Kristoffersen *et al.*, 2020 ; Han *et al.* 2016 ; Huang *et al.*, 2012), dans une moindre mesure **le maraîchage, l'arboriculture et l'agroforesterie** (laitue, pommier, saule, café, banane ; e.g. Schäfer, 2008 ; Parisi *et al.*, 2013 ; Passey *et al.*, 2016 ; Didelot *et al.*, 2007 ; Quénéhervé *et al.*, 2011), et aussi le milieu forestier (non traité dans cette ESCo). En pratique, beaucoup d'études expérimentales ont porté sur des mélanges de différents génotypes intra-espèce de céréales à paille (blé, orge, avoine, riz) et d'autres grandes cultures (colza), quelques-unes au sein d'**agrosystèmes tropicaux ou subtropicaux** (soja, sorgho, coton, maïs ; Smithson et Lenné, 1996), et leurs cortèges de bioagresseurs respectifs, comme détaillé ci-après.

Outre les études menées en contexte agricole, notre recherche bibliographique fait ressortir des mécanismes généraux agissant dans des écosystèmes naturels diversifiés, probablement intéressants à mobiliser dans les agrosystèmes. Ces mécanismes, moins évoqués dans les publications portant sur les espèces cultivées, s'appuient sur la relation entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes. Plusieurs des 36 revues et méta-analyses retenues ne se focalisent pas sur les mécanismes de régulation des bioagresseurs en tant qu'unique objectif visé, mais sur un bouquet de biens et services écosystémiques (qualité de la production, biodiversité, etc.). De nombreux articles, repris dans les revues de Brooker *et al.* (2021), Barot *et al.* (2017), Koricheva et Hayes

(2018), Ninkovic *et al.* (2016), Gibson et Nguyen (2021) et Ekroth *et al.* (2019), suggèrent que la diversité intra-spécifique peut être manipulée pour tenter de reproduire les mêmes effets que la diversité interspécifique, pour peu que la gamme d'hétérogénéité phénotypique soit large. La méta-analyse de Gibson et Nguyen (2021) met en évidence une efficacité plus importante de la diversité intra-spécifique à réguler les maladies dans le cas d'hôtes cultivés (50 % de cas avec des effets positifs) que dans le cas d'hôtes non cultivés (20 %). Ceci est probablement lié, d'une part, au caractère moins analytique des expérimentations menées dans les écosystèmes naturels et, d'autre part, à la conception de mélanges de géotypes sélectionnés sur la base de critères agronomiques dans les systèmes cultivés.

3.2.3. Principaux effets documentés des associations intra-spécifiques sur la régulation des bioagresseurs

De nombreuses études ont porté sur les effets des associations intra-spécifiques sur différents types de bioagresseurs et dans différents agroécosystèmes. Ces études ont majoritairement concerné **(1) les maladies fongiques**, beaucoup moins les maladies virales, et très rarement les maladies bactériennes. Le cas des épidémies aériennes provoquées par des champignons parasites des céréales à paille (septoriose et rouilles, sur orge et blé) peut être qualifié d'« emblématique » tant le corpus bibliographique constitué depuis les années 1960, synthétisé sous forme de revues voire de méta-analyses, est dense (plus de 150 publications). Les maladies d'origine tellurique (ainsi que les dégâts de nématodes, souvent considérés conjointement) apparaissent comme les parents pauvres de ces études. Cet état des lieux pourrait en partie s'expliquer par le fait que les mécanismes de régulation de ces types de bioagresseurs (capacités de dispersion limitées, disponibilité limitée de résistances variétales efficaces) à l'œuvre dans les mélanges intra-spécifiques sont moins efficaces que dans les mélanges interspécifiques (section 3.3) et les rotations (section 3.5). D'autres études, moins nombreuses, ont aussi concerné **(2) les insectes phytophages**, quasiment tous aériens, dans les agroécosystèmes (voir pour revue, Tooker et Frank, 2012 ; Grettenberger et Tooker, 2015 ; Ninkovic *et al.*, 2016 ; Koricheva et Hayes, 2018 ; Snyder *et al.*, 2020). Les études dédiées à l'impact de la diversification intra-spécifique sur les insectes vecteurs de maladies restent rares (voir Irwin *et al.*, 2000 pour une approche de modélisation). Enfin, très peu d'études se sont intéressées au contrôle **(3) des adventices** (Kiaer *et al.*, 2009). Les autres bioagresseurs animaux sont mentionnés dans certaines études de manière générique sans que ne soit fait clairement référence à leur type (ex. limaces, oiseaux, rongeurs, grands cervidés), rendant ainsi la littérature peu exploitable à ce sujet.

Dans les **systèmes de culture des zones tempérés**, conventionnels et bas intrants, les effets positifs des associations intra-spécifiques (mélanges variétaux et multilignés) ont surtout été mis en évidence sur les **maladies des céréales à paille** : la rouille jaune du blé à *Puccinia striiformis* (méta-analyse de Huang *et al.*, 2012 ; voir également Finckh et Mundt, 1992 ; Aslam et Fischbeck, 1993 ; Dileone et Mundt, 1994 ; Akanda et Mundt, 1996 ; Lannou *et al.*, 2005 ; Zhao *et al.*, 2010 ; Huang *et al.*, 2009, 2011 ; Bingyao *et al.*, 2021), la septoriose à *Zymoseptoria tritici* (méta-analyse de Kristoffersen *et al.*, 2020 ; voir également Cowger et Mundt, 2002 ; Gigot *et al.*, 2013 ; Vidal *et al.*, 2017a, 2017b ; Orellana-Torrejón *et al.*, 2022a ; 2022c ; Montazeaud *et al.*, 2022), l'oïdium de l'orge à *Blumeria graminis* (Finckh *et al.*, 1999 ; Marshall *et al.*, 2009 ; Newton et Guy, 2011 ; Tratwal et Bocianowski, 2018).

En **milieux tropicaux et subtropicaux**, dans les systèmes d'agriculture de subsistance (sans ou avec peu de débouchés commerciaux), des effets positifs des associations intra-spécifiques sur la régulation des maladies, quoique souvent limités, ont également été mis en évidence **dans les cultures de céréales (notamment riz) et de légumineuses** (voir pour revue Smithson et Lenne, 1996, une des plus anciennes sur le sujet, basée sur l'analyse de 38 études) : riz (Chin et Husin, 1982 ; Zhu *et al.*, 2000 ; Castilla *et al.*, 2010 ; Raboin *et al.*, 2012 ; Hondrade *et al.*, 2017), blé, orge et avoine (e.g. Ibenthal *et al.*, 1988 ; Kolster *et al.*, 1989), maïs (Mundt et Leonard, 1986b), sorgho (Barrera et Frederiksen, 1994 ; Souza *et al.*, 2013), haricot (Lyimo et Teri, 1984 ; Panse, 1988 ; Madata, 1989 ; Pyndji et Trutmann, 1992). Les bioagresseurs dont la régulation a été étudiée, sont très majoritairement des agents pathogènes fongiques, rarement des bactéries (Madata, 1989) ou virus (Karjalainen et Peltonen-Saino, 1993).

Parmi les rares **maladies fongiques d'origine tellurique** sur lesquelles les effets des associations intra-spécifiques ont été testés, on peut mentionner en systèmes de culture conventionnels, en France le piétin-verse du blé à *Pseudocercospora herpotrichoides*, avec absence d'efficacité des mélanges (Saur et Mille, 1997), et en Chine

la trachéomyose du coton à *Fusarium osysporum*, avec une efficacité significative des mélanges (Yang *et al.*, 2012). A noter que l'incidence d'une maladie virale d'origine tellurique, la mosaïque du blé, transmise par le vecteur *Polymyxa graminis*, a été réduite de 33 et 40 % dans des mélanges de variétés sensibles et résistantes en proportions respectives 1:1 et 1:3 (Hariri *et al.*, 2001). L'effet d'associations intra-spécifiques a également été testé sur les attaques de **nématodes** à kystes du soja, avec une limitation significative de leur dispersion par rapport au cultures pures (Caldwell et Myers, 1980). La revue de Ehrmann et Ritz (2014), qui analyse les bénéfices de différents types de diversification intraparcellaire *via* des interactions plante-sol de différentes natures, ne mentionne quasiment pas l'impact des associations intra-spécifiques (toutes espèces végétales confondues) sur les maladies et ravageurs telluriques. On peut conclure que ces impacts ont certes été trop peu étudiés, mais aussi que les associations intra-spécifiques ont une efficacité limitée contre les bioagresseurs du compartiment sol, dont la dispersion est autant limitée que leur capacité de survie est grande, les rendant ainsi moins contrôlables par ce type de pratiques (voir section 3.1.3).

On recense très peu d'études sur les effets des associations intra-spécifiques sur les **maladies virales** (impliquant souvent des organismes vecteurs), tous agrosystèmes confondus. Power (1991) a constaté qu'un mélange de cultivars d'avoine sensibles et résistants réduisait l'incidence du virus de la jaunisse nanisante à un niveau proche de celui observé dans la culture pure de cultivars résistants. Par une approche de modélisation, Irwin *et al.* (2000) ont également montré que le mélange de variétés de soja résistantes et sensibles au virus de la mosaïque transmis par des pucerons réduisait le développement de la maladie et les pertes de rendement. Cependant, l'efficacité a été moindre dans une étude similaire de Karjalainen et Peltonen-Sainio (1993). Les conclusions sur l'efficacité des mélanges sur des maladies vectorisées sont globalement difficiles à tirer car la compréhension des mécanismes est complexifiée par les effets sur l'abondance des vecteurs et par l'interaction entre le comportement des vecteurs et la transmission du virus.

Il existe peu d'éléments sur les **maladies bactériennes**. On peut citer l'exemple de la brûlure bactérienne des feuilles de haricots causée par *Xanthomonas campestris* pv. *vesicatoria* (Kousik *et al.*, 1996), contre laquelle les mélanges se sont avérés efficaces (réduction de maladie comprise entre 10 et 45 %) en complément de traitements cupriques.

Plusieurs études se sont intéressées aux effets de la diversification intra-spécifique sur la régulation des **insectes phytophages**. Les revues et méta-analyses faisant référence à des plantes d'intérêt agronomique ou des espèces non cultivées (Barbosa *et al.*, 2009 ; Tooker et Frank, 2012 ; Grettenberger et Tooker, 2015 ; Ninkovic *et al.*, 2016 ; Koricheva et Hayes, 2018 ; Snyder *et al.*, 2020) rapportent que ces associations sont efficaces contre les insectes phytophages, tous types d'agroécosystèmes confondus, en majorité situés dans la zone tempérée de l'hémisphère nord (Tableau 3-4). L'efficacité est toutefois apparue plus marquée dans le cas des associations interspécifiques (voir section 3.2.4.3), étant donné que les effets différentiels (voir section 3.2.4.1) peuvent être moins prononcés entre deux variétés d'une même espèce (Wolfe, 1985). Les résultats de près d'une quinzaine de cas d'étude ont été synthétisés par Tooker et Frank (2012). Plusieurs concernent des expérimentations mobilisant des modèles biologiques non agricoles, comme des arbres « cultivés ». Par exemple, des plantations de saules de différents génotypes ont subi jusqu'à 50 % moins de dégâts que les peuplements monogénotypiques (Peacock et Herrick, 2000). La diversité génotypique de deux espèces végétales indigènes – la verge d'or *Solidago altissima* (Crutsinger *et al.*, 2006) et l'onagre *Oenothera biennis* (Johnson *et al.*, 2006) – a également entraîné une réduction des attaques d'insectes phytophages suite à une augmentation de la diversité de leurs prédateurs. Il existe toutefois quelques cas où la diversité intra-spécifique a favorisé des insectes phytophages : ainsi, davantage de chenilles (+19 %) se sont nourries sur des peuplements d'*Arabidopsis* génotypiquement diversifiés comparativement à des peuplements homogènes (Kotowska *et al.*, 2010), et des parcelles diversifiées de *S. altissima* ont vu leur population de pucerons augmenter (Utsumi *et al.*, 2011). Ces deux cas illustrent le fait que des populations d'insectes phytophages peuvent aussi bénéficier d'un différentiel de qualités nutritionnelles ou de capacité de charge (taille supportable d'une population de bioagresseurs) à l'échelle d'un couvert hétérogène. De tels effets restent à étudier chez les espèces cultivées. D'autres études ont porté sur des milieux cultivés. Le mélange de variétés de pomme de terre sensibles et résistantes à des cicadelles ont conduit à une réduction significative de leur population dans un contexte nord-américain (Cantelo et Sanford, 1984). Dans une expérimentation conduite en contexte tropical (Amérique centrale), des associations intra-spécifiques de maïs ont abrité beaucoup moins de cicadelles que les couverts monovariétaux, mais seulement lorsque la pression de ravageurs était importante (Power, 1988). Des études menées en milieu cultivé avec des associations de plantes génétiquement modifiées, respectivement chou et coton (Riggin-Bucci *et al.*, 1997 ; Yang *et al.*, 2014 ; Brévault *et al.*, 2015). L'association de choux producteurs et non-producteurs de BT (*Bacillus thuringiensis*) a entraîné une diminution des densités de teignes (*Plutella xylostella*) sans pour autant – point positif – que les abondances de

parasites et parasitoïdes soient affectées (Riggin-Bucci *et al.*, 1997). L'association de maïs producteurs et non-producteurs de BT au sein d'une même parcelle a conduit à l'augmentation de la proportion de noctuelles (*Helicoverpa zea*) résistantes au BT, comparativement aux zones cultivées avec seulement du maïs producteur de BT (Yang *et al.*, 2014 ; Brévault *et al.*, 2015), suggérant que ce type d'association n'est pas une déclinaison pertinente du concept de « refuge local » (RIB, pour *Refuge-In-the-Bag*). Les effets des associations en tant que moyen de gérer la résistance au BT introduite dans des variétés de maïs ont aussi été modélisées en s'appuyant sur ce concept dans le cas des maladies (Mallet et Porter, 1992 ; Yang *et al.*, 2015). Les résultats de ces modèles sont contradictoires, très dépendants des hypothèses et de leur paramétrisation. La méta-analyse de Koricheva et Hayes (2018) (voir section 3.2.5.1) conclut, de manière générale, que le potentiel des associations intra-spécifiques pour lutter contre les insectes phytophages présente certaines limites : même si leur abondance peut être limitée, les dégâts qu'ils causent ne sont pas forcément réduits. Cette distinction entre le niveau « d'infestation » d'un bioagresseur (densité, fréquence, incidence, etc.) et les « dégâts » qu'il engendre sur la culture est fondamentale.

Si les effets positifs d'une diversification interspécifique sur les **adventices** ont été mis en évidence dans de nombreuses études (e.g. Hofmeijer *et al.*, 2021 ; section 3.3), l'effet des associations intra-spécifiques a quant à lui été très peu étudié. Seules huit études expérimentales, dont quatre conduites sur orge, peu reprises dans les revues et méta-analyses, se sont penchées sur cette question. Au final, la capacité des associations intra-spécifiques à réduire l'infestation par les adventices est hétérogène et limitée. Sur orge, des essais de mélanges réalisés en Allemagne au milieu des années 1990 ont eu quelques effets bénéfiques (Johannsen *et al.*, 1999), tandis qu'aucun effet n'a été rapporté par Schöb *et al.* (2017) au Royaume-Uni. Pakeman *et al.* (2015 ; 2020) ont montré, également au Royaume-Uni, que la richesse fonctionnelle d'une communauté d'adventices diminuait avec l'augmentation de la diversité intra-spécifique des couverts d'orge, mais sans qu'aucune association variétale n'ait d'effet significatif et cohérent sur la taille de cette communauté. Des résultats assez similaires à ceux de Pakeman *et al.* ont été obtenus sur blé en Italie (Lazzaro *et al.*, 2018). Etant donné que la flore adventice est d'autant mieux contrôlable qu'elle est diversifiée (Smith *et al.*, 2010 ; Adeux *et al.*, 2019), ces résultats laissent à penser que des effets systémiques positifs pourraient toutefois émerger. En Chine, des expériences en pots et en champs ont montré que des associations intra-spécifiques de riz, impliquant certaines variétés considérées comme « suppressives » du fait de leurs propriétés allélopathiques, pouvaient, en interaction avec des traitements herbicides réduits, avoir un impact bénéfique sur les infestations de panic *Echinochloa crus-galli* (Tang *et al.*, 2009). L'intérêt « systémique » des mélanges pour la gestion des adventices, qui selon Oveisi *et al.* (2021) permettent de réduire les doses d'herbicide pour des niveaux de contrôle équivalents, a été mis en évidence avec des mélanges de haricots. Au final, les conclusions de ces quelques études insistent sur l'intérêt des mélanges – principalement de céréales – pour gérer les adventices dès lors que l'on prend en compte la performance agronomique globale (rendement peu affecté) et différents services écosystémiques (maintien d'une certaine biodiversité végétale pouvant abriter des espèces régulant d'autres bioagresseurs). Mais ces études peinent à convaincre étant donné que les effets mis en évidence sont souvent faibles, variables, et que les mécanismes impliqués sont imparfaitement identifiés.

Enfin, dans la seule étude traitant à notre connaissance de **plantes parasites**, les effets sur *Striga hermonthica* de mélanges de sorgho n'ont pas été marqués (Bebawi et Abdelaziz, 1983).

Tableau 3-4. Exemples de variables agronomiques et écologiques directement ou indirectement reliées à des populations d'insectes phytophages illustrant l'effet régulateur d'associations intra-spécifiques (tableau extrait de Tooker et Frank, 2012).

Table 1. Examples of plant systems and ecological variables influenced by plant genotypic diversity and whether the response would be likely to have a positive, neutral or negative effect on plant productivity and crop production. Examples are arranged in the order they were published first for those showing overall positive, mixed and then negative effects

Plant species	Ecosystem	Plot type and scale	Ecological variable	Ecological response in diverse relative to monoculture plots	Relevance of effect for plant productivity	References
Maize <i>Zea mays</i> L.	Tropical agricultural fields	75-m ² plots of 1 or 5 varieties	Herbivore abundance	Up to 40% less leafhoppers overall; 50% less on most preferred variety	Positive	Power (1988)
Oat <i>Avena sativa</i> L.	Temperature agricultural fields	15-m ² plots of 1 or 2 varieties	Disease incidence	Equal	Neutral	Power (1991)
			Plant productivity	Equal number of tillers	Neutral	
			Plant fitness	17% less seed per plant	Negative	
			Herbivore abundance	35% less aphids (1 of 3 years)	Positive	
Oat <i>Avena sativa</i> L.	Temperature agricultural fields	8–10 m ² plots	Herbivore behaviour	380% more aphid dispersal; aphids moved 140% farther; tenure time 37% less	Positive	Peltonen-Sainio & Karjalainen (1991)
Willow <i>Salix</i> spp.	Experimental plantation and greenhouse setting	Individual trees in 20 × 20-m plots with 1, 3 or 5 varieties	Plant productivity	9% higher productivity under drought conditions, but no yield benefit under optimal conditions	Mixed	
			Herbivore abundance	50% less oviposition overall; 85% fewer leaf beetles on preferred genotype	Positive	Peacock & Herrick (2000)
			Herbivore damage	32% less damage overall; 50% less on preferred genotype	Positive	
Cottonwood <i>Populus fremontii</i> S. Watson, <i>P. angustifolia</i> James, and hybrids	Common garden, natural stands	Individual trees in a common garden and natural stands	Total arthropod diversity	Increased; genotypic diversity accounted for 59% of variation in arthropod diversity	Positive	Wimp <i>et al.</i> (2004)
Evening primrose <i>Oenothera biennis</i> L.	Common garden	0.4-m-diameter plots with equal number of 1, 4 or 8 genotypes	Plant fitness	27% greater fruit set	Positive	Johnson, Lajeunesse & Agrawal (2006)
			Herbivore abundance and diversity	Equal	Neutral	
			Total arthropod richness	18% greater	Positive	
			Predator richness	Greater	Positive	
			Omnivore abundance	Up to 80% greater	Positive	
			Predator abundance	Up to 37% greater	Positive	
Tall goldenrod <i>Solidago altissima</i> L.	Common garden	1-m ² plots with 1, 3, 6 or 12 varieties	Net primary productivity	36% greater in 12 genotype plots	Positive	Crutsinger <i>et al.</i> (2006)
			Total arthropod richness	27% greater in 12 genotype plots	Positive	
			Herbivore richness	~15% greater in 12 genotype plots	Positive	
			Predator richness	~20% greater in 12 genotype plots	Positive	
Great Lakes sea rocket <i>Cakile edentula</i> [Bigelow] Hook. var. <i>lacustris</i> <i>Arabidopsis thaliana</i> L. Heynh.	Growth chamber	3.8 or 7.6-cm ² pots with 1 or 4 genotypes	Plant productivity	Increased; Plants produced greater fine root mass when in competition with other genotypes.	Positive	Dudley & File (2007)
	Outdoors	10-cm pots of 1 or 9 genotypes	Plant productivity	17% more biomass per pot without herbivores (<i>Trichoplusia ni</i> (Hübner)), 5% more biomass with herbivores; greater proportion survival	Positive	Kotowska, Cahill & Keddie (2010)
			Herbivore performance	Greater survival; 19% greater biomass per pot; 7% greater biomass per caterpillar	Negative	
<i>Lolium perenne</i> L.	Outdoors	25-cm pots of 1 or 4 genotypes	1° Parasitoid diversity	56% more species; 88% higher Shannon index	Positive	Jones <i>et al.</i> (2011)
			2° Parasitoid diversity	16% more species; 26% higher Shannon index	Negative	
Potato, cabbage, lima bean	Temperate agricultural field	30-m ² plots with 1 or 2 varieties	Herbivore abundance	Up to 44% less potato leafhoppers, <i>Empoasca fabae</i> Harris, on most susceptible potato variety; 100% more on most resistant variety (1 of 4 experiments); 45% less oviposition by imported cabbageworm <i>Pieris rapae</i> L. on resistant cabbage variety; 110% more oviposition on susceptible variety	Mixed	Cantelo & Sanford (1984)
Tall goldenrod <i>S. altissima</i> L.	Outdoors	18-cm pots of 1 or 5 genotypes	Herbivore abundance	56% increase in aphid abundance; Observed abundance 35% greater than expected	Negative	Utsumi <i>et al.</i> (2011)
			Herbivore population growth rate	Greater	Negative	

3.2.4. Mécanismes impliqués dans la régulation des bioagresseurs

3.2.4.1. Des effets de court terme (annuels) à ceux de plus long terme (pluriannuels)

L'impact d'un bioagresseur sur un peuplement cultivé, qu'il se manifeste sous forme d'épidémie (agents pathogènes), de pullulation (insectes, nématodes) ou d'infestation (adventices), résulte d'une interaction entre ce bioagresseur, une espèce végétale, un environnement et des pratiques agronomiques. La particularité et l'intérêt des associations intra-spécifiques résident dans l'hétérogénéité plus ou moins « raisonnée » et « maîtrisée » du peuplement végétal. Cette hétérogénéité conduit à des modifications des propriétés du système et de son fonctionnement par rapport à une culture monovariétale, *via* la mobilisation d'un certain nombre de mécanismes permettant de stabiliser la dynamique d'une ou plusieurs populations de bioagresseurs. Les interactions physiques et biochimiques au sein du peuplement sont modifiées, mais aussi les pressions de sélection exercées sur ces populations. L'efficacité d'une association intra-spécifique est le résultat de la combinaison de ces différents mécanismes, qui sont globalement plutôt bien identifiés (voir ci-dessous), multiples, et plus souvent complémentaires qu'antagonistes. Lorsque ces mécanismes se combinent, le sens et l'intensité de leurs effets restent complexes à appréhender. Ils ont fait l'objet d'études expérimentales et de travaux de modélisation, principalement sur les maladies de grandes cultures (blé et orge), synthétisées dans plusieurs revues (e. g. Wolfe, 1985 ; Finckh *et al.*, 2000 ; Mundt, 2002 ; Borg *et al.*, 2018). Ces revues rapportent que l'hétérogénéité intra-spécifique d'un peuplement peut modifier la dynamique des populations de bioagresseurs, quantitativement (taille de population) mais aussi qualitativement (composition génétique et phénotypique), et permet de limiter leurs dégâts – sans toutefois qu'il y ait une relation de proportionnalité entre l'abondance de bioagresseurs et les dégâts occasionnés – à l'échelle de la parcelle. C'est généralement cette échelle qui intéresse les agriculteurs et qui détermine l'adoption de ces pratiques. Mais l'hétérogénéité intra-spécifique d'un peuplement peut aussi avoir un impact à une échelle spatiotemporelle plus large, à laquelle les mécanismes ont été moins étudiés. La durabilité/l'érosion/le contournement des résistances déployées (conséquence de cette évolution) dépendent en partie de l'adoption des associations intra-spécifiques à l'échelle d'un territoire et sur plusieurs années. Les études expérimentales, difficiles à conduire à de telles échelles, sont peu nombreuses. Les résultats issus de travaux théoriques de modélisation sont fortement dépendants des hypothèses incorporées dans les modèles utilisés. Malgré ce différentiel de connaissances, nous avons souhaité distinguer dans notre analyse les deux types d'effets – « efficacité » et « durabilité » – étant donnée la spécificité des leviers actionnables pour arriver à mettre en œuvre des solutions à des échelles aussi différentes.

L'**efficacité** d'une association intra-spécifique peut être définie comme sa capacité à réduire le développement d'une épidémie/une pullulation/une infestation dans une parcelle à l'échelle d'une saison de culture via une limitation de la taille de la population de bioagresseurs, et/ou les dégâts qu'elle génère. Sa **durabilité** peut être définie comme sa capacité à réguler les bioagresseurs sur la durée, c'est-à-dire sur plusieurs saisons de culture, par exemple via la maîtrise de ses effets sur les caractéristiques des populations de ces bioagresseurs (e.g. dans le cas d'une maladie, modification des profils de virulences via la sélection par l'hôte), dans le temps et dans l'espace. Le premier effet a été quantifié (moyenne et variabilité) dans de nombreuses études (voir section 3.2.3.2), notamment dans le cas de maladies aériennes à dispersion éolienne et pluviale (rouille du blé vs. septoriose). Le second effet est à ce jour moins documenté, et a fait l'objet de quelques travaux, par exemple sur la tavelure du pommier à *Venturia inaequalis*, la pyriculariose du riz à *Magnaporthe oryzae* et la septoriose du blé à *Zymospetoria tritici* (voir section 3.2.3.3). Une meilleure articulation des effets « durabilité » et « efficacité » doit être recherchée dans l'intérêt collectif (gestion de la santé des cultures à des échelles spatiotemporelles larges), mais aussi à l'échelle de l'exploitation individuelle pour ce qui concerne les couverts pérennes. Il est en effet souhaitable qu'une association intra-spécifique efficace une année donnée le reste plusieurs années (e.g. verger), voire plusieurs décennies (e.g. vignes, peupleraies). L'efficacité (e.g. limitation de la taille d'une population pathogène) n'est pas forcément durable (augmentation du nombre ou de la fréquence d'individus virulents, synonyme de contournement/érosion de résistance), comme suggéré sur la base de résultats expérimentaux obtenus sur la septoriose du blé (Orellana-Torrejon *et al.*, 2022a ; 2022b ; 2022c). En vergers de pommier, néanmoins, l'étude expérimentale conduite sur la tavelure pendant 7 ans par Passey *et al.* (2016) suggère que les mélanges ne s'accompagnent pas forcément de la généralisation de « super pathotypes » ; ce résultat est conforté par les travaux de modélisation de Xu (2012). La nature et les conditions d'expression des pressions de sélection susceptibles de ralentir ou d'accélérer l'évolution des populations de bioagresseurs vers des génotypes plus virulents ou agressifs sont relativement peu documentées.

Les mécanismes impliqués dans ces deux types d'effets sont liés à la nature des interactions entre une plante et un bioagresseur (niveau de spécificité entre les deux) et sa biologie (reproduction sexuée ou clonale), accentuée par les caractéristiques de sa dispersion (passive, ou résultant d'une recherche « active »). Dans le cas de bioagresseurs présentant une certaine diversité populationnelle, ces mécanismes s'appuient sur l'immunité végétale et sa base génétique : la capacité à associer des variétés plus ou moins résistantes, mais aussi à faire appel à des sources de résistance contrastées de manière à maximiser, localement, le contraste des interactions. Accentuer ces contrastes permet d'accroître à la fois l'efficacité et la durabilité d'une association en modulant la dynamique adaptative de la population de bioagresseurs (en lien avec sa taille et sa composition). Si l'on cherche plus souvent à maximiser l'efficacité d'un mélange, il serait souhaitable de s'assurer que cette efficacité se maintienne dans le temps. La recherche d'un compromis entre efficacité et durabilité a fait l'objet de travaux de modélisation à des échelles spatio-temporelles élargies, récemment synthétisés par Rimbaud *et al.* (2021). Les sorties des modèles restent difficiles à valider car peu d'approches expérimentales se sont finalement intéressées à la question de la « durabilité des résistances » déployées dans les mélanges variétaux, notamment aux effets de la combinaison de résistances totales (gènes majeurs⁸) et partielles (quantitatives, de type QTL⁹) considérées comme plus durables (le pyramidage de gènes majeurs et QTLs étant connu pour augmenter la durabilité des résistances ; Quenouille *et al.*, 2014 ; Pilet-Nayel *et al.*, 2017).

3.2.4.2. Mécanismes qui sous-tendent la réduction de la taille de la population de bioagresseur à l'échelle annuelle (« efficacité »)

Sont synthétisés ci-dessous les différents mécanismes connus associés à trois catégories de bioagresseurs : **microorganismes pathogènes**, **insectes et nématodes**, et **adventices**. Certains mécanismes équivoques, dont l'effet (positif ou négatif) dépend des traits de la plante hôte ou du bioagresseur, sont détaillés dans la section 3.2.4. Il faut garder en tête, compte tenu des biais inhérents aux pratiques de publication scientifique (« *file drawer problem* »), que les contre-performances des associations et l'absence d'effets ont plus rarement été publiés (Mundt, 2002). De manière analogue, les modèles biologiques susceptibles de conduire à l'expression d'effets positifs sont davantage étudiés, contrairement aux cultures et systèmes de production dans lesquels la régulation des bioagresseurs est moins efficace. On se gardera ainsi de généraliser les résultats obtenus sur les maladies fongiques des céréales à paille, dont on a vu précédemment qu'ils pouvaient être considérés comme « emblématiques ». Par ailleurs, nous avons fait le choix de ne pas catégoriser ces mécanismes selon leurs effets, **directs** (entre la plante et le bioagresseur, e.g. effet densité) et **indirects** (e.g. effet du microclimat, effet compensation), étant donné que certains auteurs distinguent plutôt leur « **nature** » (physique, épidémiologique, écophysiological, génétique, etc.).

Mécanismes qui sous-tendent la régulation des maladies à dispersion passive

Dans le cas d'un couvert de plantes annuelles cultivées, lorsque l'on associe une variété résistante à une maladie avec une variété sensible, à densité de plantes égales, différents mécanismes contribuent à réduire la production d'inoculum efficace¹⁰, et donc à ralentir une épidémie (voir Figure 3-6). Les mécanismes ont été décrits et quantifiés dans plusieurs études synthétisées par Wolfe (1985), Finckh *et al.* (2000), Mundt (2002) et Borg *et al.* (2018). Ils sont présentés de manière générique dans la section 3.1.3. Certains mécanismes ont été plus récemment mis en évidence. La prémunition/induction de défense, basée sur une « communication » intra- et inter-plantes, et la (mal)adaptation des populations pathogènes liés à des phénomènes de sélection disruptive (voir ci-dessous), sont deux des principaux fronts de science actuels.

(1) Effet densité ou dilution. Dans une association intra-spécifique, les plantes d'un même génotype sont en moyenne plus éloignées spatialement les unes des autres. S'il existe une diversité de niveaux de résistance, la

⁸ Gène ayant un effet important sur la manifestation du caractère considéré.

⁹ Locus de caractères quantitatifs (QTL pour *quantitative trait loci*) correspondant à une région plus ou moins grande d'ADN associée à un caractère quantitatif, c'est-à-dire une région chromosomique où sont localisés un ou plusieurs gènes à l'origine du caractère considéré.

¹⁰ Quantité minimale de propagules infectieuses d'un microorganisme (champignon, bactérie, virus) permettant d'initier ou d'entretenir une dynamique épidémique.

disponibilité des hôtes plus sensibles est réduite, ce qui diminue la probabilité d'infecter un hôte par dispersion. En théorie, la maladie s'exprime donc moins intensément à l'échelle du couvert associé comparativement à une culture pure de plantes sensibles : c'est l'effet « densité » ou « dilution ». Ce mécanisme, combiné à l'effet barrière (voir ci-après), intervient aussi dans des associations de variétés dont le niveau de résistance est similaire mais dont la nature/source est différente. Une souche pathogène virulente sur l'une des variétés (capable de l'infecter) peut très bien être avirulente sur l'autre, ce qui limite aussi au final l'intensité de l'épidémie. L'effet de ce mécanisme a été bien démontré dans de nombreuses études expérimentales (Wolfe, 1985 ; Finckh *et al.*, 2000 ; Mundt, 2002).

(2) Effet barrière. Utiliser des variétés résistantes dans une association permet l'interception d'une partie de l'inoculum dispersé par le vent ou la pluie par des plantes qui ne seront pas ou peu infectées. Cet effet « barrière », vu comme une protection physique analogue à celle qui prévaut dans les associations interspécifiques, est complémentaire de l'effet « dilution ». Il peut être accentué par un contraste de hauteur ou de précocité entre variétés (Vidal *et al.*, 2020) (*cf.* section 3.4). Cet effet est bien documenté et démontré vis-à-vis des maladies aériennes. Quelques publications suggèrent également que des effets barrières pourraient également se manifester dans le sol et avoir un impact sur le développement de certaines maladies telluriques.

(2) Effet microclimat. Associer des plantes aux architectures contrastées peut conduire, de manière collatérale, à des modifications du microclimat efficace pour limiter le développement de certaines épidémies. Ainsi, une meilleure circulation d'air dans un couvert associé réduit l'humidité et le développement de la pyriculariose du riz, causée par *Magnaporthe oryzae* en comparaison avec des cultures pures (Zhu *et al.*, 2005). Le sens et l'intensité de tels effets semblent toutefois complexes à maîtriser étant donné que les modifications induites, variables, peuvent être défavorables comme favorables au développement d'une épidémie. Beaucoup de travaux de recherche sont encore nécessaires pour comprendre l'intensité de ces mécanismes et, surtout, savoir s'ils sont réellement contrôlables par l'agriculteur.

(3) Effet prémunition/résistance induite. L'immunité d'une plante vis-à-vis d'un bioagresseur peut être affectée positivement ou négativement par ses voisins. Dans une association intra-spécifique, une variété dont la résistance est contournée est exposée à des souches pathogènes virulentes qui peuvent l'infecter. Les contacts accrus avec des souches avirulentes, provenant des plantes voisines non porteuses de cette résistance, peuvent activer les défenses immunitaires de la variété porteuse du gène de résistance et lui permettre de limiter les infections par la fraction virulente de la population : on parle d'effet de prémunition/d'induction de résistance. Cet effet, assez bien décrit intra-individu, pourrait également exister à l'échelle d'un peuplement : une plante infectée peut induire les défenses chez les plantes voisines. Difficile à mettre en évidence au champ, il pourrait en partie expliquer la capacité des mélanges variétaux à réduire le développement des épidémies (Mundt, 2002). Finckh *et al.* (2000) estiment qu'une réduction moyenne de 30 % de maladie peut être atteinte par cet effet de prémunition, variable selon les espèces végétales. Des travaux récents suggèrent que des molécules de signalisation (incluant des composés organiques volatiles, COV) peuvent inhiber des agents pathogènes et/ou déclencher une résistance par l'induction du système immunitaire des plantes voisines (Zhu et Morel, 2018 ; Brooker *et al.*, 2021).

(5) Compensation. Diminuer la compétition entre variétés au sein d'une association *via* la complémentarité de niche permet, en théorie, d'augmenter l'allocation des ressources de chaque plante à sa propre défense (Heil, 1999). Cette compensation « **intra-plante** » est évoquée dans la littérature mais son effet sur la régulation des bioagresseurs est peu documenté. Il correspond au « *trade-off* croissance-défense¹¹ » mis en évidence chez certaines espèces non cultivées, et à la résistance « par association » décrite dans le cas des insectes phytophages (voir section 3.2.3.2), mais dont on sait finalement peu de choses en contexte agricole. Notons par ailleurs que dans un couvert, les plantes les plus affaiblies (par exemple à cause d'une maladie) se développent moins. Les plantes saines voisines (autre variété) peuvent éventuellement compenser une partie des pertes des plantes attaquées en valorisant les ressources non utilisées (e.g. lumière ou nutriments), voire en limitant l'accès de ces plantes attaquées à ces ressources par effet de compétition. Ce mécanisme de compensation « inter-plantes »

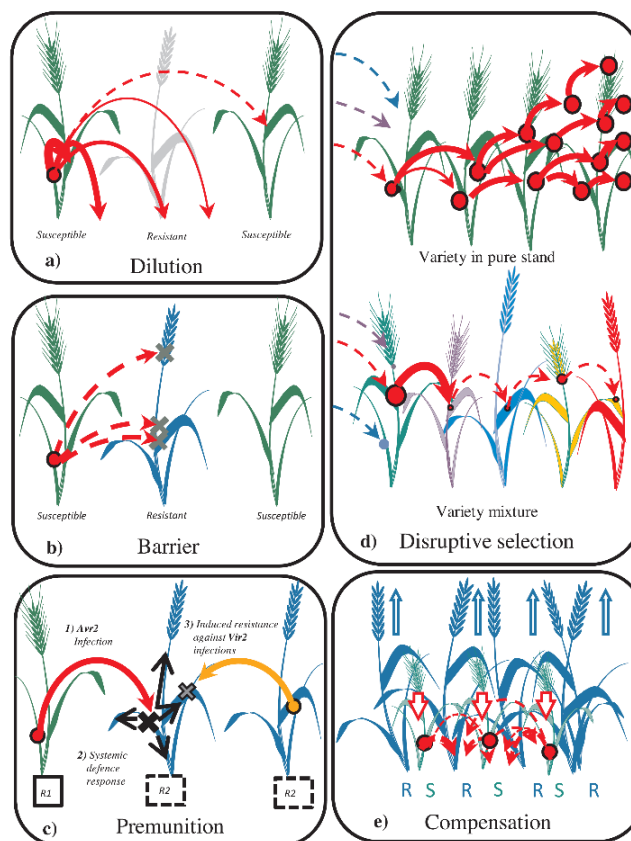
¹¹ Compromis susceptible de se manifester chez les plantes entre l'investissement dans les fonctions physiologiques de croissance (production) et de défense (protection), notamment contre les agents pathogènes, souvent coûteuses pour la reproduction et donc le rendement. Ce compromis est généralement renforcé par la limitation des ressources, situation que l'on retrouve notamment dans les champs où les plantes cultivées sont soumises à une forte compétition car explorant des niches écologiques identiques.

est potentiellement d'autant plus efficace qu'une maladie affecte la plante hôte tôt dans son cycle, et que les capacités de compensation sont fortes (Borg *et al.*, 2018).

(6) (Mal)adaptation de la population pathogène à certaines composantes de l'association et sélection disruptive. Les associations intra-spécifiques sont capables de modifier la composition des populations pathogènes sur la base de traits non sélectionnés dits « neutres » (Bingyao *et al.*, 2021) ou sélectionnés tels que le niveau d'agressivité (Cowger et Mundt, 2002) et la virulence (Orellana-Torrejon *et al.*, 2022a). Une sélection disruptive peut intervenir, conduisant à des populations dont la valeur sélective est moindre sur chaque variété du mélange comparativement aux cultures pures (Mundt, 2002 ; Zhan *et al.*, 2002). Des associations exprimant une résistance partielle peuvent diminuer, augmenter ou n'avoir aucun effet sur l'agressivité moyenne de la population pathogène (cas de *Zymoseptoria tritici*) avec un fort effet année (Cowger et Mundt, 2002). Les mélanges sont réputés limiter l'apparition de « super pathotypes » ou pathotypes complexes combinant plusieurs virulences (cas de la rouille jaune du blé ; Dileone et Mundt, 1994) et ont tendance à favoriser des pathotypes d'un niveau d'agressivité intermédiaire (cas de la rouille brune du blé ; Kolmer, 1995). Il ressort néanmoins de la synthèse de Burdon *et al.* (2014) que le sens de ces effets (sélection vs. contre-sélection de « super pathotypes »), qui dépendent de nombreux facteurs (voir section 3.2.3.3), sont finalement imprévisibles. Dans sa revue de 2002, Mundt faisait déjà le constat que, malgré tous les travaux expérimentaux et de modélisation, nous ne savions toujours pas à quel rythme la sélection vers une augmentation de la fréquence relative des pathotypes complexes (ou « multi-virulents ») pouvait se produire dans une association intra-spécifique. Les modèles simulant les effets de différentes combinaisons de gènes de résistance montrent que la manière dont ils sont associés peut affecter l'évolution de ces pathotypes complexes multi-virulents (Lannou et Mundt, 1997 ; Lannou, 2001 ; Sapoukhina *et al.*, 2009). Ce mécanisme est traité plus bas (voir section 3.2.3.3), étant donné que ses impacts, sur la durabilité des résistances, se manifestent à des échelles plus larges. Ces impacts – positifs ou négatifs – sont plus ou moins marqués selon la diversité populationnelle : fort avec des combinaisons de virulence variées dans le cas de pathogène à reproduction sexuée (cas de la septoriose du blé), ou au contraire assez faible dans le cas de populations à reproduction clonale (cas de la rouille jaune du blé).

La synthèse de Borg *et al.* (2018) reprend ces différents mécanismes sous forme de règles générales (Figure 3-7).

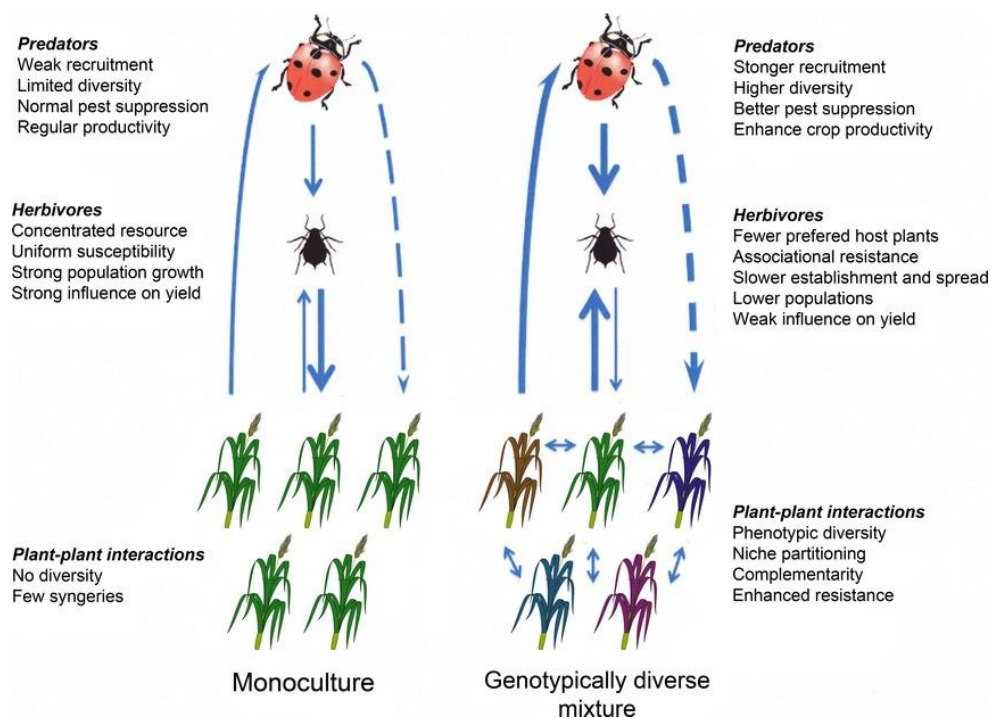
Figure 3-7. Illustration des différents mécanismes qui sous-tendent le contrôle des maladies à dispersion passive (figure extraite de Borg *et al.*, 2018).



Mécanismes qui sous-tendent le contrôle des insectes phytophages, des nématodes, et des maladies vectorisées

L'impact des associations intra-spécifiques sur les dégâts provoqués par les insectes phytophages, les nématodes et les maladies vectorisées, a été moins étudié que celui des maladies impliquant des microorganismes. Plusieurs mécanismes décrits dans la littérature leur sont spécifiques, notamment ceux faisant intervenir des prédateurs et des interactions plantes-insectes basées sur la libération de COV. Mais d'autres mécanismes sont, conceptuellement, proches de certains décrits précédemment pour les microorganismes dans la section 3.2.3.2. Les revues de Barbosa *et al.* (2009), Tooker et Frank (2012), Koricheva et Hayes (2018) et Snyder *et al.* (2020) en font la synthèse, mettant en évidence leur efficacité, mais aussi certaines conditions de leur inefficacité (Figure 3-8).

Figure 3-8. Cadre conceptuel décrivant les avantages d'une diversification intra-spécifique pour réguler les insectes phytophages (figure extraite de Tooker et Frank, 2012).



Contrairement aux bioagresseurs à dispersion passive (spores des agent pathogènes et graines des adventices) un insecte phytophage recherche activement sa plante hôte. De fait, on peut distinguer les mécanismes afférant à ce « choix » de l'hôte, de ceux intervenant dans la consommation, une fois que la plante a été colonisée, faisant potentiellement appel à d'autres traits (McArt et Thaler, 2013). Différents mécanismes peuvent se combiner. Par exemple, des plantations de saules génotypiquement diversifiés ont subi jusqu'à 50 % moins de dégâts que les peuplements monovariétaux (Peacock et Herrick, 2000) parce que les coléoptères phytophages ont une préférence pour certaines parcelles (mécanisme de « concentration des ressources » ; voir ci-dessous) et ont eu des difficultés à trouver des variétés de saule appétentes lorsque mélangées (mécanisme de « résistance associative » ; voir ci-dessous). Les mécanismes expliquant que les associations intra-spécifiques réduisent l'abondance et/ou les dégâts d'insectes phytophages (les deux effets pouvant aller dans des sens différents ; e.g. McArt et Thaler, 2013) et contribuer à stabiliser les rendements de cultures exposées à ce type de bioagresseurs peuvent être regroupés en trois grandes catégories :

(1) Concentration des ressources et spécificité d'hôte. Les couverts monovariétaux fournissent des ressources homogènes et concentrées qui permettent aux insectes spécialistes de trouver plus facilement une plante hôte appropriée. A l'inverse, les associations intra-spécifiques, en introduisant de la diversité, réduisent l'accès de nombreux insectes ayant un comportement de « spécialistes » vis-à-vis d'une partie des plantes du couvert. Le mécanisme en jeu est à rapprocher de l'effet « densité » décrit ci-dessus pour les maladies, avec toutefois une distinction à faire, du fait des déplacements « actifs » des insectes, entre : (1.1) l'**effet de concentration**, s'exprimant à l'échelle interparcellaire, dans le cas où les insectes phytophages vont là où leur ressource est la plus concentrée (i.e., préfèrent une parcelle monovariétale à une association) ; et (1.2) l'**effet de dilution**, s'exprimant à l'échelle intraparcellaire, dans le cas où les insectes vont sur le peu d'individus disponibles lorsque la ressource est localement diluée (i.e., se concentrent sur les plantes sensibles de l'association). Ce mécanisme explique également dans certains cas l'incapacité des associations à réguler certains insectes. Ainsi, Utsumi *et al.* (2011) ont mis en évidence un effet négatif de mélanges de différents génotypes de *Solidago altissima* sur le contrôle de pucerons : les insectes se sont déplacés de génotypes moins résistants et très colonisés vers des génotypes plus résistants mais moins colonisés, où la population d'insectes pouvait encore croître, conduisant au final à une taille de population supérieure à celle à laquelle on pouvait s'attendre par simple addition de chacune des composantes du mélange. Des réactions de défense différenciées entre variétés peuvent être

exploitées dans la conception de mélanges variétaux comme dans le cas des maladies, où elles sont régies par des relations gène-pour-gène¹² entre un bioagresseur (agent pathogène mais aussi insecte) et sa plante hôte.

(2) Effets sur la chaîne trophique et les ennemis naturels des bioagresseurs. L'augmentation de la diversité intra-spécifique d'une culture a généralement un impact sur les équilibres dans la chaîne trophique incluant les insectes phytophages : la diversification entraîne une augmentation des tailles de populations d'ennemis naturels (prédateurs et parasitoïdes) qui bénéficient de sources de nourriture plus abondantes ou d'attractifs chimiques (e.g. Crutsinger *et al.*, 2006 ; Costamagna *et al.*, 2007) pouvant entraîner une réduction des populations d'herbivores (*enemies hypothesis*). Cette corrélation est toutefois loin d'être systématique : les réponses de chacune des deux catégories d'organismes – bioagresseurs et ennemis naturels – à la diversification végétale doivent être considérées au cas par cas, faute de preuves expérimentales. Il a été démontré que les insectes parasitoïdes ont une préférence pour les mélanges de variétés d'orge, qui libèrent un complexe de COV plus attractif, plutôt que des couverts d'orge monovariétaux (Glinwood *et al.*, 2009). Une autre étude, menée en Europe, a montré que les espèces de parasitoïdes (de 3^{ème} et de 4^{ème} niveaux trophiques), étaient à la fois plus diversifiées et plus abondantes dans des associations intra-spécifiques de ray-grass (*Lolium perenne*), infectés ou non par le champignon endophyte (*Neotyphodium lolii*), que dans les couverts monovariétaux (Jones *et al.*, 2011). Dans leur méta-analyse ciblée sur les arthropodes, Koricheva et Hayes (2018) ont illustré plusieurs effets de la diversité génétique intra-spécifique sur les insectes phytophages et leurs prédateurs. La richesse et l'abondance de la plupart des groupes trophiques d'insectes (phytophages et ennemis naturels) sont plus élevées dans les peuplements végétaux génétiquement diversifiés. Les effets de la diversité végétale intra-spécifique sont plus forts sur les ennemis naturels que sur les insectes phytophages eux-mêmes ; cela suggère que les effets sur les prédateurs pourraient être déterminés par des mécanismes indépendants des insectes phytophages eux-mêmes, comme par exemple un microclimat plus favorable ou la présence de ressources alternatives ou complémentaires (Chateil *et al.*, 2013).

La méta-analyse de Koricheva et Hayes (2018) montre que l'effet de la diversité intra-spécifique d'un couvert diffère entre les systèmes naturels et les systèmes agricoles. Ces effets doivent donc être analysés avec attention avant d'être transposés d'un système à l'autre. Dans les milieux naturels, l'abondance des insectes phytophages et de leurs ennemis naturels augmente avec la diversité génétique. Dans les systèmes cultivés, l'abondance des insectes phytophages est réduite tandis que celle de leurs dégâts et de leurs ennemis naturels a tendance à rester inchangée. La diversification intra-spécifique d'un couvert a des effets significatifs sur la régulation des insectes phytophages à travers plusieurs niveaux trophiques et via différents mécanismes, mais les effets potentiels dans les systèmes cultivés semblent donc limités. Ces différences entre communautés végétales cultivées et non cultivées pourraient s'expliquer par le fait que les variétés de plantes cultivées sont sélectionnées sur des traits agronomiques s'exprimant en situation de faible diversité. Le bénéfice potentiel de la diversification intra-spécifique en parcelles cultivées pourrait être supérieur si les mécanismes de régulation en situation de plus forte diversité étaient pris en compte dans l'évaluation de ces traits. Koricheva et Hayes (2018) font également le constat d'une efficacité moindre de certaines associations intra-spécifiques sur la régulation des bioagresseurs dans les systèmes complexes (insectes phytophages polyphages, susceptibles d'interagir avec un cortège de prédateurs et parasitoïdes) comparativement à des réseaux trophiques « plus simples » (cas d'un agent pathogène inféodé à un seul hôte). De telles exceptions ont aussi été relevées par Barbosa *et al.* (2009), qui ont analysé les données sous l'angle de la « résistance associative » : des habitats comportant un plus grand nombre de génotypes peuvent réduire l'efficacité de certaines espèces de prédateurs. Il est fréquent que ces prédateurs offrent un meilleur contrôle dans des couverts monospécifiques, morphologiquement moins complexes (Carter *et al.*, 1984 ; Legrand et Barbosa, 2003). Cela renvoie à la question de l'arrangement spatial des couverts associés (cf. section 3.4), qui est un levier de gestion agronomique susceptible d'amplifier leur efficacité.

(3) Résistance et sensibilité associatives. La diversité phénotypique associée à l'augmentation de la diversité intra-spécifique d'un couvert peut, en théorie, renforcer son niveau de résistance global. Le principal mécanisme responsable de cet effet, conceptualisé sous l'expression « résistance associative » par Barbosa *et al.* (2009), est basé sur différents types d'interactions mis en évidence dans des systèmes naturels et aux effets potentiellement complémentaires (Figure 3-9), parmi lesquels :

(3.1) Des différences dans les composés organiques volatiles (COV) émis par un couvert hétérogène, qui réduisent la détection ou l'appétence des variétés « préférées » par les insectes phytophages (cas de populations

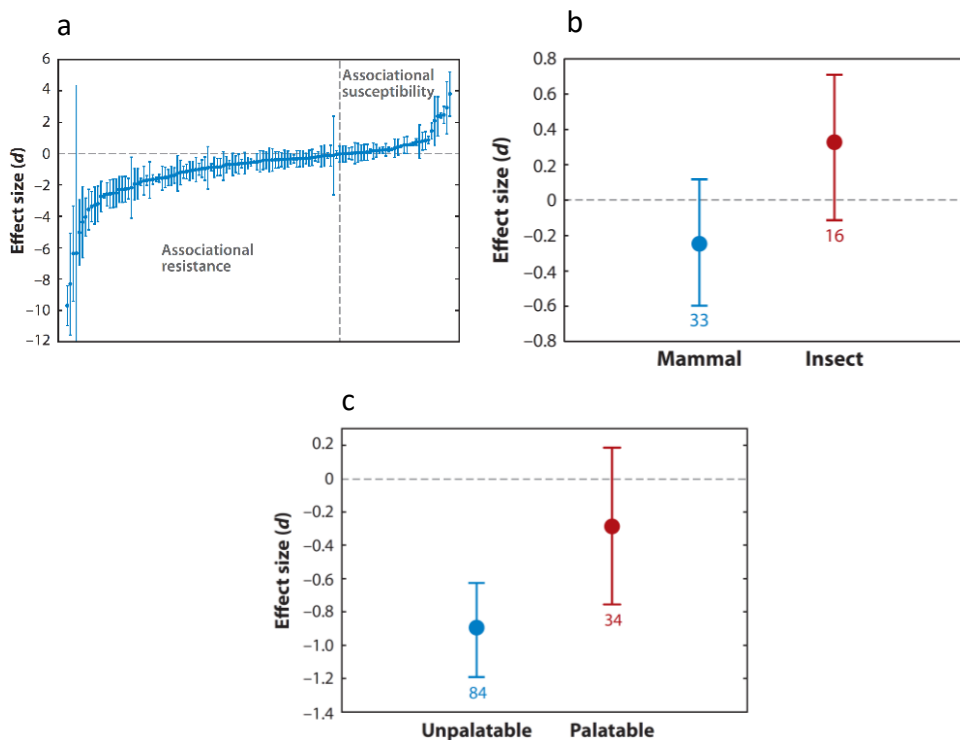
¹² Relations qui expriment les liens étroits existant entre chaque gène de virulence d'un bioagresseur et le gène de résistance correspondant de la plante hôte.

de pucerons significativement plus faibles dans les mélanges d'orge par rapport aux couverts d'orge monovariétaux ; Dahlin *et al.*, 2018).

(3.2) Les COV émis par certaines des plantes du couvert, attaquées, qui induisent des réactions de défense chez des plantes voisines avant que l'insecte ne rentre en contact avec celles-ci (Barbosa *et al.*, 2009, Ninkovic *et al.*, 2016). Ce mécanisme, encore non décrit chez les espèces cultivées, pourrait entraîner une résistance accrue de certains mélanges variétaux aux attaques d'insectes phytophage (analogie à faire avec les attaques d'agents pathogènes, voir section 3.2.3.2). La méta-analyse de Karban *et al.* (2014) n'apporte toutefois aucune preuve que les effets de la signalisation volatile sont plus forts entre plantes d'une même espèce qu'entre espèces différentes (*cf.* section 3.4). Une explication possible de ce résultat surprenant est que de nombreux COV sont très conservés et que de nombreuses espèces répondent aux mêmes signaux. Il faut noter qu'à l'inverse, une « sensibilité associative » (Barbosa *et al.*, 2009), se traduisant par une augmentation de la sensibilité aux bioagresseurs, peut aussi se mettre en place et rendre une association intra-spécifique plus sensible qu'un couvert monovariétal. Si ces d'interactions entre plantes et insectes phytophages sont démontrées, les conséquences de leur expression au sein de mélanges variétaux (sens et amplitude) restent donc à caractériser.

(3.3) Des différences architecturales (*cf.* section 3.4) ou phénologiques entre variétés affectant le schéma de recherche des ennemis naturels et/ou en fournissant un abri aux insectes nuisibles contre les prédateurs (Peterson *et al.*, 2016).

Figure 3-9. (a) Distribution des tailles d'effet dans les études intégrées par Barbosa *et al.* (2009) dans sa méta-analyse pour estimer l'abondance des insectes phytophage et mammifères herbivores comme moyen de quantifier la résistance associative et la susceptibilité associative, complété par l'impact (b) du type de bioagresseur (mammifère, insecte phytophage), et (c) l'appétence des plantes voisines (figure extraite de Barbosa *et al.*, 2009).



Mécanismes qui sous-tendent le contrôle des adventices

Il a été montré qu'une augmentation de la diversité floristique de la communauté d'adventices favorisait leur contrôle (Smith *et al.*, 2010 ; Adeux *et al.*, 2019). Des effets positifs, d'ordre « systémique », pourraient donc émerger des associations variétales, étant donné qu'elles ont tendance à accroître cette diversité floristique. Le contrôle des populations d'adventices dans une parcelle cultivée repose sur des processus physiques, écologiques et biochimiques complexes (Ehrmann et Ritz, 2014), qui limitent la croissance des adventices en

(i) augmentant la compétition aérienne et racinaire (épuisement des ressources accessibles en lumière, eau et nutriments), (ii) en modifiant les conditions environnementales (humidité, température, etc.) ou la nature et la disponibilité des différentes communautés associées (dont le microbiote du sol), (iii) en favorisant l'action des ennemis naturels, et (iv) en interférant directement par des voies biochimiques (allélopathie). Les rares travaux portant sur les associations intra-spécifiques abordent les effets (1) d'allélopathie et (2) de compétition, les autres effets se révélant difficiles à distinguer de ces deux classes.

(1) Allélopathie. Quelques études font référence à un différentiel de pouvoir compétitif/suppressif entre variétés d'une même espèce (e.g. Andrew *et al.*, 2015 ; Mahé *et al.*, 2022), en particulier *via* des effets allélopathiques (riz ; Ehrmann et Ritz, 2014 ; Xu *et al.*, 2021), dont l'expression n'a toutefois jamais été clairement établie dans des associations intra-spécifiques. A notre connaissance une seule étude a mis en évidence un contrôle d'adventices (*E. Crus-galli*) par une combinaison de variétés (riz) ayant des propriétés allélopathiques contrastées (Tang *et al.*, 2009). Ces propriétés semblent avérées, même si la validation du mécanisme de régulation ne repose que sur cette unique étude, laquelle n'estime par ailleurs pas les effets de compétition.

(2) Compétition pour la croissance. Dans d'autres études, les mécanismes à l'œuvre relèvent de la « compétition », mais n'ont pas été précisément établis. Pakeman *et al.* (2020) ont décrit trois effets possibles d'une meilleure utilisation des ressources liée à l'augmentation de la diversité intra-spécifique d'un couvert : (i) une diminution du nombre d'espèces d'adventices (« exclusion compétitive »), (ii) une réduction de la diversité fonctionnelle (sélection des individus cantonnés à un espace phénotypique plus restreint), (iii) une modification des traits des adventices par plasticité phénotypique (« évitement »). Si ce dernier effet a été démontré par Pakeman *et al.* (2015) sur des mélanges d'orges en serre, d'autres mélanges d'orges observés au champ ont au contraire eu un effet d'exclusion compétitive (Pakeman *et al.*, 2020). Les mécanismes de compétition, très difficiles à piloter en pratique, peuvent également expliquer l'inefficacité d'associations intra-spécifiques sur les adventices colonisatrices (différences de traits fonctionnels entre variétés trop faibles, car non sélectionnés à cette intention ; Schöb *et al.*, 2017). Cette compétition a également été décrite sous l'angle du potentiel invasif de certaines communautés d'adventices, qui pourrait être modulé par les associations intra-spécifiques via l'optimisation des niches spatiales disponibles et une concurrence accrue entre adventices résidentes et colonisatrices (Crutsinger *et al.*, 2008b). Les mécanismes biologiques impliqués dans ces interactions, et la quantification de leurs effets mériteraient d'être davantage explorés.

Par analogie avec les mécanismes de régulation des maladies et des insectes, d'autres mécanismes pourraient être proposés, par exemple un effet microclimat, des effets sur l'attraction/favorisation de bioagresseurs des adventices (biocontrôle), ou la modulation des effets allélopathiques inter-plantes induit par la diversification au sein du peuplement. Tous ces mécanismes restent à étudier.

3.2.4.3. Mécanismes qui sous-tendent le contrôle de l'évolution des caractéristiques populationnelles (virulence, agressivité) à l'échelle pluriannuelle (« durabilité ») et prolongement de l'efficacité d'autres méthodes de protection

De nombreux résultats expérimentaux alimentent les connaissances de l'évolution des populations de bioagresseurs dans les associations intra-spécifiques. Dans le cas des maladies, leur impact sur les changements de fréquence de virulence au cours du temps et leur combinaison (apparition de pathotypes complexes multivirulents) s'avère difficilement prévisible (Mundt, 2002 ; Burdon *et al.*, 2014 ; Mundt, 2014). Sont décrits dans la littérature des effets potentiellement antagonistes entre : (i) d'une part, la limitation de la sévérité des attaques basée sur une exploitation de la maladaptation d'une partie de la population pathogène à certaines des variétés associées, résultat d'une sélection disruptive (voir plus haut) ; (ii) d'autre part, la sélection de « super pathotypes » (i.e., souches multivirulentes) capables d'attaquer plusieurs (voire toutes les) variétés associées.

Comprendre comment les populations pathogènes évoluent dans les associations intra-spécifiques est essentiel si l'on souhaite les utiliser pour « faire durer » des gènes de résistance déjà contournés, mais aussi ralentir leur contournement/érosion. Estimer si les associations sélectionnent à une fréquence accrue des souches multivirulentes a toujours été difficile à tester expérimentalement, en particulier chez les agents pathogènes à multiplication clonale comme les rouilles. Des exemples de sélection disruptive ayant conduit à des populations dont la fitness (agressivité, taux de reproduction) est moindre sur chaque variété du mélange comparativement aux cultures pures existent (cas de l'oïdium de l'orge ; Chin et Wolfe, 1984). Des approches de modélisation ont

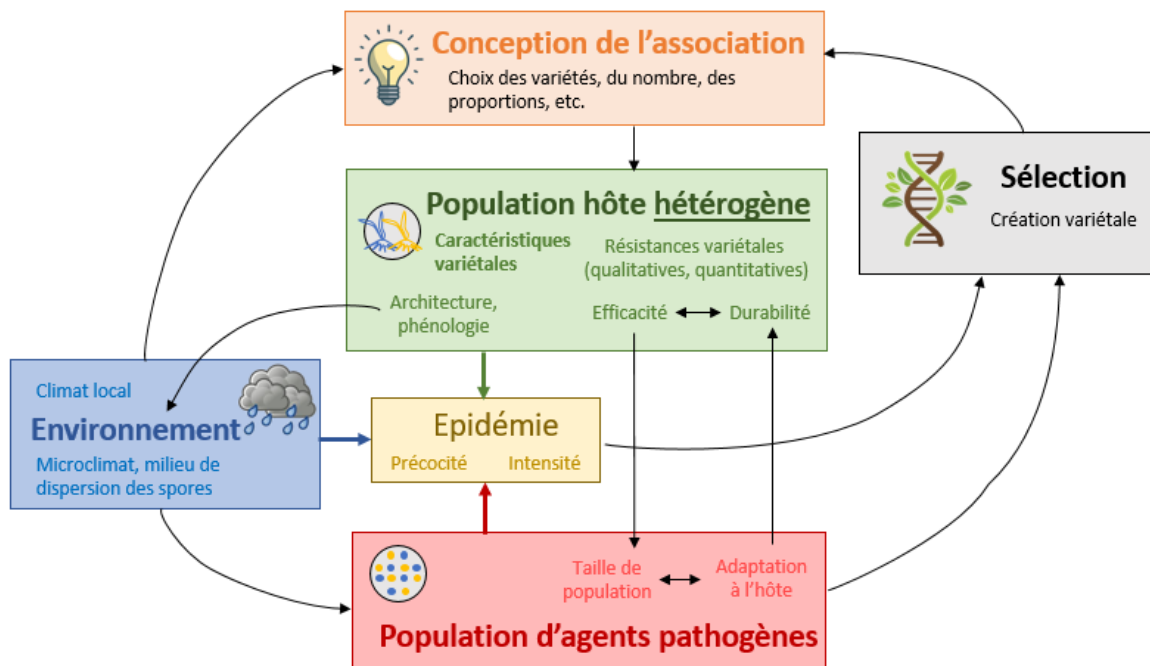
montré que la diversification à l'intérieur d'un couvert pouvait théoriquement ralentir l'apparition de souches multivirulentes (e.g. Lannou, 2001). Les coûts de fitness associés aux virulences constituent un paramètre essentiel de ces modèles, mais ont souvent du mal à être mis en évidence et estimés expérimentalement (Bahri *et al.*, 2009 ; Montarry *et al.*, 2010 ; Laine et Barrès, 2013). L'émergence/la domination de souches multivirulentes n'a pas été constatée dans les associations sur terrain (rarement étudiées dans une perspective pluriannuelle ; e.g. Orellana-Torrejon *et al.*, 2022c), alors que les modèles ont tendance à suggérer que les pathotypes complexes finiront par dominer, avec un taux d'évolution toutefois assez lent (Mundt, 2014). La plupart de ces modèles supposent que les coûts associés à la perte des gènes d'avirulence sont un des principaux mécanismes qui s'oppose à l'évolution des populations pathogènes vers une plus grande « complexité ».

L'effet des associations intra-spécifiques sur la durabilité du contrôle des bioagresseurs a été mis en évidence dans la littérature, sur la base d'un certain nombre de cas d'études, mais ne peut être généralisé compte tenu de la grande variabilité constatée sur le terrain. Il est possible qu'une gestion annuelle et territorialisée de la composition des mélanges, pour tenir compte du contexte épidémiologique, contribue à réduire durablement l'intensité de certaines épidémies. Le « cycle de vie » des sources de résistances utilisées (résistance « ancienne » contournée vs. résistance récemment déployée et encore très efficace) mériterait d'être pris en compte. A notre connaissance, aucune étude d'association intra-spécifique n'est disponible à grande échelle et sur plusieurs années. Très peu d'éléments dans la littérature permettent donc d'affirmer qu'une association de variétés « modernes » est d'autant plus efficace qu'elle est utilisée à une vaste échelle territoriale. Toutefois, c'est une hypothèse qui semble réaliste compte tenu des mécanismes connus (voir section 3.2.3.2) et des résultats de pratiques ayant fait leurs preuves à large échelle : (i) cultures d'orge en ex-RDA à la fin des années 1980 (Finckh *et al.*, 2000) s'étant accompagnées, malgré une uniformité des mélanges utilisés, d'un maintien de la diversité des populations pathogènes et de la non-émergence de races multivirulentes (effet de la sélection disruptive) ; (ii) culture de variétés population traditionnelles de riz en Chine (Ficiciyan *et al.*, 2018) limitant de manière notable les attaques pyriculariose du riz causée par *Magnaporthe oryzae*. Le projet de recherche INRAE-CIRAD « riz éternel » a ainsi mis en évidence que, dans la province du Yunnan, l'association de variétés ayant des réactions immunitaires contrastées a conduit le champignon pathogène à se spécialiser sur chaque type de riz (« diviser pour mieux régner »), l'empêchant de s'adapter à/passé facilement de l'un à l'autre et de provoquer des épidémies (Zhu *et al.*, 2000 ; Fournier *et al.*, 2021). Il s'agit à notre connaissance des deux seuls exemples de durabilité sur le long terme établie à l'échelle d'un territoire.

3.2.5. Traits des couverts, des bioagresseurs et pratiques agricoles susceptibles de moduler l'efficacité des associations intra-spécifiques et sa durabilité

Différents facteurs épidémiologiques génériques, relatifs à la plante hôte, au bioagresseur (avec des différences principalement selon qu'il s'agit d'un agent pathogène ou d'un insecte), et à l'agencement du peuplement et des pratiques, expliquent la plus ou moins grande efficacité des associations intra-spécifiques. Ces facteurs ont en partie été analysés par Mundt (2002) et synthétisés par Vidal *et al.* (2021) (Figure 3-10).

Figure 3-10. Facteurs généraux affectant l'efficacité et la durabilité des résistances (cas des maladies) dans une association intra-spécifique (figure extraite de Vidal *et al.*, 2021).



3.2.5.1. Traits du mélange de plantes hôtes

(1) La taille de l'hôte et son caractère pérenne. Compte tenu des mécanismes impliqués dans les interactions entre un couvert hétérogène et une population pathogène – densité, barrière, (mal)adaptation hôte-pathogène – on pourrait s'attendre à ce que la taille de la plante hôte (généralement corrélée à sa nature pérenne) affecte l'efficacité des associations, avec un effet des associations d'autant plus forts que les plantes sont de petite taille. En pratique, les associations peuvent néanmoins être efficaces chez des espèces de grande taille, bien que leur nature généralement pérenne (arbres) limite la capacité à modifier dans le temps la composition du peuplement. Un travail de modélisation (Blaise et Gessler, 1994) suggère ainsi que des mélanges de génotypes de pommiers pourraient diminuer les attaques de tavelure causées par *Venturia inaequalis* (sévérité passant de 86 % à 34 %), et les résultats d'une étude expérimentale ont mis en évidence une réduction effective de ces niveaux d'attaque dépassant 60% sur des cultivars cultivés en rangs alternés (MacHardy *et al.*, 2001). Mais des résultats divergents ont été rapportés entre modélisation et expérimentation pour des pathosystèmes assez similaires. Ainsi, la rouille du saule causée par *Melampsora* spp. a été réduite de plus de 50 % dans des mélanges de clones (McCracken et Dawson, 1998), alors que des mélanges de clones de peupliers ont réduit les infections de *Melampsora larici-populina* de moins de 10 % (Miot *et al.*, 1999). Le contraste entre ces deux exemples illustre les conclusions de Mundt (2002), toujours d'actualité : l'efficacité d'une association intra-spécifique résulte de la combinaison de plusieurs facteurs qui rend toute généralisation difficile. La décorrélation des effets de ces facteurs est malaisée sur le terrain, et de manière réciproque la conception d'une association efficace est aléatoire dès lors que chaque situation épidémique est différente, ne serait-ce que parce que les conditions climatiques qui déterminent l'intensité d'une épidémie changent chaque année. La résultante de ces effets, outre les paramètres de dispersion, dépend de différentes caractéristiques biologiques des bioagresseurs. Les recherches mériteraient d'être poursuivies sur ces questions.

(2) La géométrie et l'agencement des hôtes (voir aussi section 3.4). La géométrie de l'hôte a été déclinée en « surface géotypique unitaire » (SGU ou GUA pour *Genotype Unit Area*), un concept clé pour comprendre l'efficacité des mélanges variétaux (Mundt et Leonard, 1986b ; Garrett et Mundt, 1999). La SGU correspond à la surface au sol occupée par une unité indépendante et génétiquement homogène de tissu hôte. Elle dépend de la taille de la plante, de son architecture, mais aussi de l'agencement spatial des plantes au sein d'un peuplement associé. Par exemple, si les variétés sont plantées de telle manière qu'une plante ne se trouve jamais en contact

avec une plante de la même variété, la SGU correspond à la surface d'une seule plante. Si les variétés sont disposées en rang, la SGU correspond à la surface occupée par un rang. Les effets attendus d'une association par rapport à une culture pure sont d'autant plus importants que la SGU est petite (Garrett et Mundt, 1999). Cette relation s'explique en grande partie par l'effet du gradient de dispersion de l'agent pathogène considéré relativement à la SGU. Ainsi, si l'essentiel des propagules infectieuses (spores) se dispersent majoritairement à courte distance, une grande partie d'entre elles restent sur la même SGU, produisant un effet d'auto-contamination qui contribue à intensifier localement l'épidémie, réduisant ainsi l'efficacité de l'association. En revanche, si le ratio SGU/distance de dispersion est plus petit, une partie plus importante des propagules infectieuses est dispersée au-delà de la plante source (allo-contamination) et subit les effets de dilution et de barrière qui ralentissent l'épidémie. Des agencements spatiaux non aléatoires créant des unités homogènes de plus grande taille (e.g. Koizumi, 2001 ; Brophy et Mundt, 1991) doivent être pris en compte en considérant ces effets. Leur impact est détaillé dans la section 3.4. En pratique, les effets de la SGU sur l'efficacité d'une association intra-spécifique peuvent en partie s'expliquer par des différences phénotypiques entre les variétés, comme l'ont montré les résultats d'études expérimentales sur l'effet de contrastes architecturaux et de hauteur (cas de la septoriose du blé ; Vidal *et al.*, 2017a, 2017b). Par ailleurs, des différences de précocité et d'attractivité entre espèces (colza vs. navette ; voir section 3.3), mais aussi entre variétés générées par différences de précocité à floraison ou de teneur en glucosinolates, peuvent être exploitées dans une stratégie *push & pull* (ou *pull & destroy*) qui consiste à attirer les insectes phytophages dans une zone particulière de la parcelle et à les empêcher d'atteindre la zone de culture de rente. Le recours à des bordures ou bandes (Potting *et al.*, 2005) de variétés plus précoces a donné des résultats encourageants contre les méligèthes (Valantin-Morison, 2012)¹³.

(3) Le ratio entre auto-infections¹⁴ et allo-infections¹⁵. Dans le cas des maladies, le ratio entre auto-/allo-infections est influencé à la fois par les caractéristiques de l'agent pathogène et du couvert (taille des plantes hôtes et SGU). Il est peu probable que les associations aient des effets significatifs sur une maladie si sa dynamique n'est pas déterminée par un échange substantiel d'inoculum entre les différents génotypes d'hôtes de la population. Ainsi, on s'attend à ce que l'efficacité des associations contre une maladie augmente avec la proportion de flux de propagules infectieuses entre plantes de génotypes différents, c'est-à-dire de « contaminations croisées », et donc en pratique avec la proportion d'allo-infection (Mundt, 2002) et le nombre de cycles infectieux (dans le cas d'une maladie polycyclique).

3.2.5.2. Traits des bioagresseurs

Cas des maladies à dispersion passive

(1) La période de latence/caractère polycyclique de la maladie. Plus la période de latence (temps entre le dépôt de spores et la production d'une nouvelle génération de spores) est courte, plus le nombre de cycles infectieux est élevé au cours d'une épidémie et plus les effets attendus des associations variétales seront prononcés, toute chose égale par ailleurs (Mundt, 2002).

(2) La capacité de dispersion. Plusieurs modèles mathématiques suggèrent que l'efficacité d'une association intra-spécifique augmente avec la capacité de dispersion de l'agent pathogène (gradients de dispersion à queue dite « lourde ») à l'intérieur du couvert associé (Kiyosawa et Shiyomi, 1972 ; Mundt et Leonard, 1986a ; Xu et Ridout, 2000). Rares sont les données de terrains qui étayent cette affirmation. Les associations intra-spécifiques ont longtemps été considérées comme plus efficaces contre les maladies à dispersion éolienne (rouilles, oïdium) et beaucoup moins contre les maladies à dispersion pluviale (septoriose du blé, rhynchosporiose de l'orge), pour lesquelles la distance de dispersion se limite à quelques cm dans un couvert dense. Mais il est désormais prouvé que les associations permettent de diminuer l'intensité des épidémies de septoriose (Kristoffersen *et al.*, 2020 ; Vidal *et al.*, 2021) et de rhynchosporiose (diminution de la sévérité jusqu'à -50% et augmentation des rendements pouvant atteindre +15% ; Zhan *et al.*, 2008).

¹³ https://www.eppo.int/media/uploaded_images/MEETINGS/Meetings_2017/ipm/06-Delos.pdf (consulté le 03/11/22) ; https://www.prometerre.ch/s3/site/1595410487_presentationpigemligthespco.pdf (consulté le 03/11/22)

¹⁴ Infections consécutives à la dispersion de propagules infectieuses provenant d'une autre plante hôte.

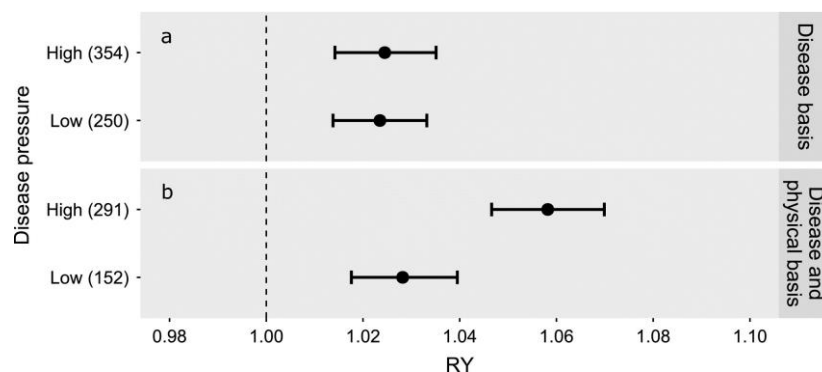
¹⁵ Infections consécutives à la dispersion de propagules infectieuses provenant de la même plante hôte.

La combinaison d'un ratio auto-/allo-infections élevé et d'une capacité de dispersion faible explique que les associations soient peu efficaces contre les maladies telluriques dont le nombre de cycle infectieux est limité (un premier depuis l'inoculum primaire du sol, éventuellement complété par quelques cycles d'infections secondaires), à l'exception de celles pour lesquelles un vecteur intervient (voir *infra*).

(3) La capacité d'extension des lésions. L'expansion de lésions, caractéristique de la maladie considérée, peut contribuer de manière substantielle aux dynamiques d'auto-infection (production accrue de source d'inoculum, alimentant la dynamique épidémique sur une même plante et donc les dégâts). Les modèles intégrant ce paramètre suggèrent que l'expansion des lésions peut réduire considérablement l'efficacité des associations (Lannou *et al.*, 1994a et 1994b) mais ce point n'a jamais été confirmé par des observations sur le terrain.

(4) Le niveau de pression parasitaire. Des différences dans l'efficacité des associations sont à attendre en fonction de la pression parasitaire locale, qui influence l'intensité d'une épidémie (faible, moyenne, forte), mais il est difficile de dégager une règle générale. En France, sur blé, Gigot *et al.* (2013) ont par exemple observé peu d'effets de la diversification intra-spécifique avec une pression faible (attaques de septoriose limitées du fait de conditions climatiques peu favorables). Les effets les plus forts ont été obtenus avec une pression intermédiaire, mais les associations n'ont pas permis de diminuer l'intensité des attaques par rapport à des cultures pures dans le cas de pressions parasitaire fortes. Dans un contexte nord-américain, Cowger et Mundt (2002) ont observé un effet négatif pour une épidémie de septoriose d'intensité intermédiaire, neutre pour une intensité faible, et positif pour une épidémie sévère. Dans leur synthèse, Borg *et al.* (2018) et Reiss et Drinkwater (2018) mentionnent de meilleurs effets des associations lorsque la pression de septoriose est élevée (+6% en cas de forte pression parasitaire contre +3% si faible ; Figures 3-11 et 3-14). D'une manière générale, les effets des associations tendent à augmenter avec le nombre de cycles infectieux, qui amplifient la réduction de maladie en relatif. Le nombre de cycles dans une épidémie varie selon les pathosystèmes (essentiellement selon la période de latence ; voir plus haut), mais aussi en fonction du climat. La méta-analyse de Huang *et al.* (2012) portant sur la rouille jaune du blé montre que l'effet des associations est significativement affecté par le différentiel d'attaque entre les variétés (négativement) et la pression parasitaire (effets plus marqués lors des épidémies intenses). Une étude de la sévérité d'attaque du lin par la rouille à *Melampsora lini*, en écosystème non cultivé (Australie), a également montré que l'impact d'un différentiel de résistance important pouvait être plus grand les années de fortes épidémies (Burdon et Thrall, 2006).

Figure 3-11. Effet des associations intra-spécifiques sur le rendement relatif sous pression de maladie faible et élevée, selon que les traits pris en compte intègrent ou non les aspects physiques (figure extraite de Reiss *et al.*, 2018).



(5) La structure des populations liée au mode de reproduction de l'agent pathogène. L'impact d'un mélange sur la dynamique d'une population de bioagresseurs est dépendant du mode de reproduction, notamment pour ce qui concerne les agents pathogènes. Le mode de reproduction – sexué ou clonal – a une influence sur sa diversité au sein de la population, la probabilité d'apparition de souches multivirulentes, leur sélection (et à l'inverse leur contre-sélection) et leur maintien. Certains pathotypes ayant été détectés une année dans un mélange, et a priori favorisés, ne se retrouvent pas forcément l'année suivante (cas de populations clonales comme la rouille jaune du blé ; DiLeone et Mundt, 1994). Pour d'autres populations, sexuées, comme l'oïdium de l'orge (Huang *et al.*, 1995), la septoriose du blé (e.g. Orellana-Torrejon *et al.*, 2022c), ou la tavelure du pommier (Passey *et al.*, 2016), on note une certaine stabilité/inertie entre deux voire plusieurs saisons,

probablement parce que la reproduction sexuée a redistribué les allèles de virulence de manière aléatoire dans la population pathogène. Paradoxalement, les effets de la biologie de l'agent pathogène et du déterminisme de la virulence ont été assez peu mis en avant dans les modèles qui ont été développés, peut-être parce que les cas d'études sur lesquels ils se sont longtemps appuyés sont longtemps restés des rouilles (reproduction clonale). L'impact de ce facteur reste donc au final difficile à déterminer.

Cas des insectes phytophages, nématodes et maladies vectorisées

La littérature abordant l'effet des traits de cette catégorie de bioagresseurs sur l'efficacité des associations intra-spécifiques est beaucoup moins fournie que celle concernant les maladies à dispersion passive. Ces effets sont abordés dans des revues généralistes portant sur tous types de bioagresseurs (Mundt, 2002 ; Barbosa *et al.*, 2009) et des revues ciblées sur les insectes (Tooker et Frank, 2012 ; Koricheva et Hayes, 2018). Le cas des nématodes n'est pas évoqué dans ces revues, et reste donc à explorer.

Un certain nombre de traits sont communs à ceux décrits précédemment pour les maladies à dispersion passive. Tooker et Frank (2012) mentionnent que la diversité intra-spécifique peut améliorer la lutte contre les insectes phytophages, tels les hémiptères (pucerons, aleurodes et taxons proches), qui partagent les attributs des agents pathogènes contre lesquels l'efficacité est avérée (dispersion à courte et longue distance, possible effet « fondation » à l'échelle d'une parcelle, degré étroit de spécialisation hôte-pathogène, temps de génération – analogue à la période de latence – court, et induction de défenses par des voies similaires). Parmi les traits pour lesquels on dispose d'études dans lesquelles l'effet de la diversification intra-spécifique a été testé, on peut mentionner :

(1) Le degré de spécialisation entre le bioagresseur et sa plante-hôte et la diversité des mécanismes de résistance. De manière très générale, plus la spécificité d'hôte (incluant la compatibilité virulence/résistance chez les maladies) est importante ou plus la largeur de la niche alimentaire (tolérance de l'hôte à un insecte ou degré de spécialisation entre cette hôte et cet insecte) est étroite, plus l'association intra-spécifique tend à être efficace pour réguler les populations de bioagresseurs (Tooker et Frank, 2012). Dans le cas des maladies, plus la spécificité est réduite, par exemple dans le cas de résistances partielles, et plus l'efficacité des mélanges est variable d'une année à l'autre. Dans le cas des insectes, il a été montré que les espèces monophages étaient mieux régulées par les associations plurispécifiques d'hôtes que les espèces polyphages (Andow, 1991 ; Jactel *et al.*, 2005), tandis que la méta-analyse de Barbosa *et al.* (2009) n'a rapporté aucune différence de réponse entre les monophages et les polyphages. La méta-analyse de Koricheva et Hayes (2018) ne fait état d'aucune différence d'effet de la diversification sur l'abondance des bioagresseurs entre les généralistes et les spécialistes, mais conclue que les dégâts associés aux insectes phytophages sont davantage réduits par le mélange intra-spécifique quand les insectes sont généralistes. Cette synthèse souligne l'importance d'étudier les effets de la diversification sur l'abondance des bioagresseurs en les dissociant des effets sur les dégâts qu'ils occasionnent.

(2) La guildes¹⁶ alimentaire. La référence la plus complète faisant état d'un effet de la guildes alimentaire sur l'efficacité des associations est la méta-analyse de Barbosa *et al.* (2009) : quel que soit le contexte, aucune différence de réponse aux associations intra-spécifiques n'a été mise en évidence entre les insectes piqueurs suceurs et les insectes broyeur. L'impact de la diversification sur l'alimentation des insectes phytophages peut se manifester par : un effet direct de la diversité fonctionnelle de la parcelle en fonction du phénotype des bioagresseurs ou un changement dans le phénotype des bioagresseurs sur certains traits induit par la diversification.

Il a été montré chez différentes espèces végétales sans intérêt agronomique que la consommation des plantes est plus faible dans des associations que dans des monocultures chez des insectes phytophages à forte capacité de dispersion mais ayant un comportement d'alimentation de proche en proche de type *sequential feeding* (Utsumi *et al.*, 2011 ; McArt et Thaler, 2013). Ce patron est attendu dès lors que le mélange est constitué de variétés dont certaines sont sous-optimales par rapport aux besoins alimentaires des insectes (McArt et Thaler, 2013). La capacité des associations à limiter l'intensité des maladies vectorisées dépend également du comportement du vecteur mais en interaction avec le mode de transmission du pathogène. Ainsi, dans le cas de la jaunisse nanisante de l'avoine, Power (1991) a montré que les associations étaient moins attaquées que les cultures pures, et que les pucerons étaient plus mobiles et passaient moins de temps sur chaque plante dans les mélanges. La transmission du virus

¹⁶ Ensemble d'espèces appartenant à un même groupe taxonomique ou fonctionnel qui exploitent une ressource commune de la même manière en même temps, donc partageant la même niche écologique.

nécessitant que le puceron se nourrisse plusieurs heures sur une plante hôte, la réduction des niveaux de maladie dans les associations pourrait ainsi être liée à une réduction de la transmission du virus.

Les associations intra-spécifiques peuvent entraîner une augmentation des mouvements des insectes herbivores, diminuant ainsi à la fois la probabilité d'être infectés par des virus persistants mais également la probabilité de les transmettre d'une plante à l'autre, ces deux probabilités dépendant du temps de résidence de l'insecte sur la plante-hôte (Kishaba *et al.*, 1992 ; Power, 1991).

Cas des adventices

La littérature abordant l'effet des traits des adventices sur la capacité des associations intra-spécifiques à les réguler est encore moins étoffée que celle des deux précédentes classes de bioagresseurs. Il n'existe à notre connaissance pas de revue sur le sujet, et il faut donc s'appuyer sur les revues qui s'intéressent aux choix variétaux, à la manière d'associer différents génotypes hôtes, et aux pratiques agronomiques pour identifier les traits critiques. Comme listé précédemment, le contrôle des adventices repose sur la compétition aérienne et racinaire pour la lumière, l'eau et les nutriments, la modification des conditions environnementales comme l'accessibilité et la nature des communautés du sol ou la présence d'ennemis naturels, et enfin les effets allélopathiques. Malgré le peu de références bibliographiques, nous pouvons mentionner les traits d'influence suivants :

(1) Sensibilité des espèces adventices aux molécules allélopathiques. Les combinaisons d'effets allopathiques synergiques, tels qu'illustrés dans Tang *et al.* (2009), sont d'autant plus susceptibles de s'exprimer que la communauté adventice y est sensible, ce qui dépend de la nature et de la fréquence des espèces présentes.

(2) Intensité de compétition pour la niche écologique. La diversité fonctionnelle d'espèces adventices et leurs abondances conditionnent l'intensité de la compétition entre l'espèce cultivée et la communauté adventice. La nature de ces compétitions a fait l'objet de nombreuses discussions, notamment par Pakeman *et al.* (2020) qui suggèrent que la complémentarité entre variétés entraîne une meilleure utilisation des ressources, réduisant alors les ressources utilisables par les adventices. Ceci a été mis en évidence dans des expérimentations sous serres (Pakeman *et al.*, 2015), avec des communautés d'adventices investissant davantage dans le développement foliaire. Dans deux expériences sur les mélanges d'orges, Pakeman *et al.* (2015 et 2020) ont mis en évidence deux types d'effets : (i) un changement par plasticité phénotypique des traits des adventices pour échapper à la compétition (évitement) et (ii) une diminution de diversité des adventices (exclusion compétitive). De tels mécanismes, dépendants des valeurs de traits du peuplement cultivé, des adventices, mais aussi de leur plasticité face à la compétition, ont toutefois fait peu trop peu l'objet d'analyses pour que leurs importances relatives puissent être décrites ici.

3.2.5.3. Pratiques culturales et facteurs environnementaux

Cas des maladies à dispersion passive

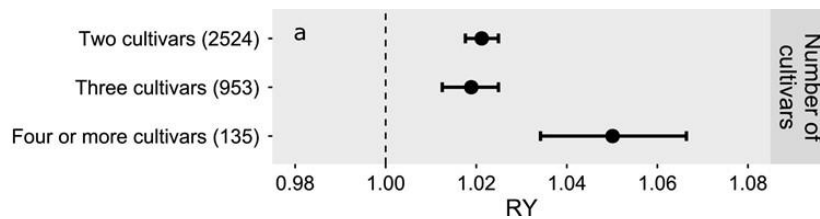
(1) Le nombre de variétés déployées dans une association. La méta-analyse de Reiss *et al.* (2018) rapporte un effet sur le rendement d'autant plus fort que le nombre de variétés ou « composantes » d'une association intra-spécifique (ECN, pour *Effective Number of Component*) est élevé (+5% pour 4 variétés et plus, contre +2% pour 2 et 3 variétés) et que les peuplements sont intensément attaqués (+6% en cas de forte pression parasitaire contre +3% si faible, plus marquée si les caractéristiques physiques sont prises en compte ; Figure 3-11). La méta-analyse de Borg *et al.* (2018) arrive à des conclusions similaires : le sur-rendement¹⁷ des associations est de 3,3 % par variété ajoutée (sur une gamme allant 2 à 5) sous forte pression de maladie. La méta-analyse de Huang *et al.* (2012) consacrée à la rouille jaune du blé ne rapporte en revanche pas d'effet significatif de l'ECN (Figure 3-12). Dans chaque cas d'étude, cet effet doit être analysé en prenant en compte le niveau de sensibilité des variétés utilisées : on constate logiquement une augmentation des niveaux d'attaque dans les associations où la densité de variétés sensibles est plus élevée. Luthra et Rao (1978) ont ainsi montré que la sévérité de la rouille brune (*Puccinia recondita*) dans des multilignées de blé cultivées en Inde était proportionnelle au logarithme de la

¹⁷ Rendement supplémentaire obtenu comparativement à la moyenne des génotypes cultivés en pure (couvert monovariétal) pondérée par la proportion de chacun au sein de l'association, toutes autres conditions égales par ailleurs.

proportion de plantes sensibles. La question de l'ECN optimal a été posée de manière plus ciblée et mécaniste, associée à celle du nombre de sources de résistance différentes dans les multilignées. Les deux questions n'ont toujours pas été tranchées, bien que soulevées il y a plus d'un demi-siècle dans la synthèse de Browning *et al.* (1969) en référence aux travaux de modélisation de Leonard (1969). L'enjeu de « durabilité » est toujours rarement pris en considération.

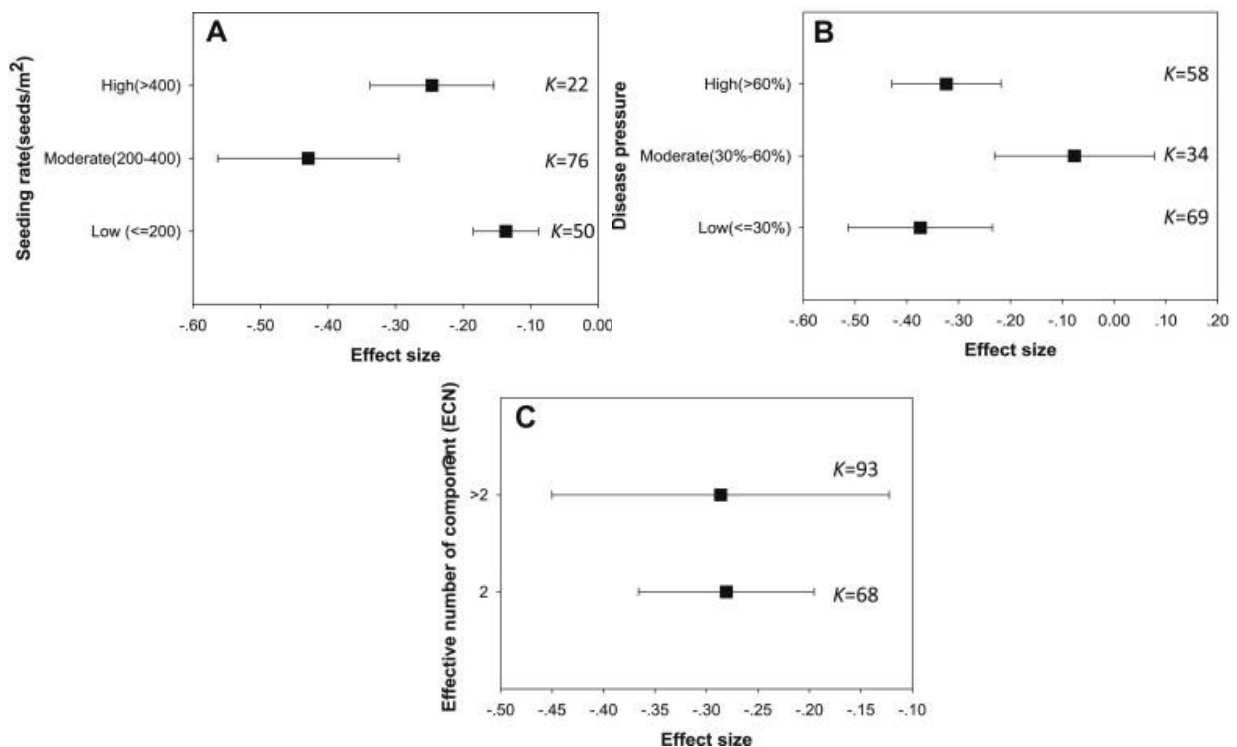
La question du nombre optimal de composantes dans une association intra-spécifique a été étudiée de manière théorique par Mikaberidze *et al.* (2015). Les résultats de ces travaux de modélisation suggèrent que lorsque les agents pathogènes présentent une spécialisation de l'hôte, la gravité globale de la maladie diminue avec le nombre de composantes de l'association, en fonction d'autres paramètres caractéristiques des traits de l'agent pathogène et de l'hôte.

Figure 3-12. Effet du nombre de variétés déployées (2, 3, 4 ou plus) dans une association intra-spécifique sur le rendement relatif (RY) d'un couvert (figure extraite de Reiss *et al.*, 2008).



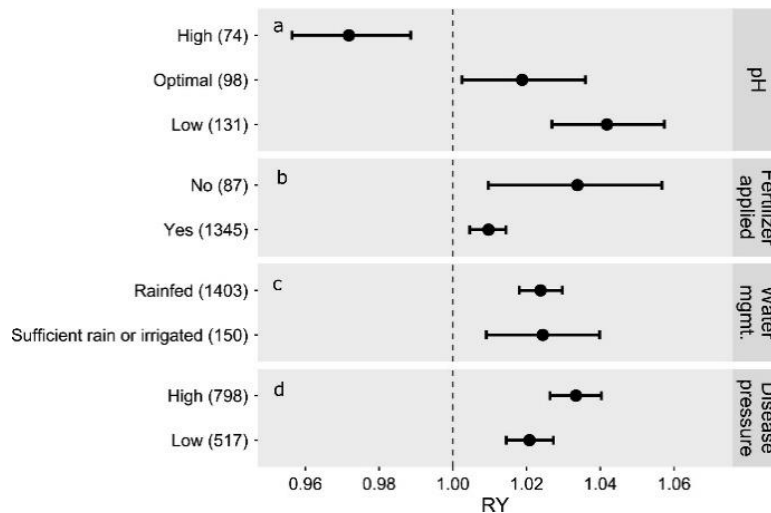
(2) La proportion de chaque variété (et leur agencement spatial ; voir section 3.4). La méta-analyse de Huang *et al.* (2012) consacrée à la rouille jaune du blé rapporte que l'effet des associations sur les attaques de rouille est affecté par la densité de semis, avec une efficacité maximale aux densités de semis les plus classiques (permettant de maximiser le rendement), laquelle tend à se réduire lorsque l'on s'en éloigne (à la hausse comme à la baisse), suggérant des interactions avec d'autres facteurs (Figure 3-13).

Figure 3-13. Effet (a) de la densité de semis (faible, modérée, élevée), (b) de la pression parasitaire (faible, modérée, forte), et (c) du nombre de variétés déployées (2 ou plus) sur la capacité d'une association intra-spécifique à limiter les attaques de rouille jaune du blé (figure extraite de Huang *et al.*, 2012).



(3) Le niveau d'intensification du système de culture et les conditions environnementales. Dans une méta-analyse, Reiss *et al.* (2018) montrent que l'effet sur le rendement relatif des associations intra-spécifiques est d'autant plus marqué que l'environnement — biotique, mais aussi abiotique — est « stressant » (+1% de rendement relatif environ en forte pression de pathogènes comparée à une faible pression de pathogènes ; Figure 3-14). En ce qui concerne la septoriose du blé, le gain à mélanger apparaît plus fort dans les essais non traités avec des fongicides que dans les essais traités (Kristoffersen *et al.*, 2020).

Figure 3-14. Effets différents types de stress environnementaux et liés au système de culture sur le rendement relatif (RY) d'un couvert dans une association intra-spécifique : (a) de la densité de semis (faible, modérée, élevée), (b) de la pression parasitaire (faible, modérée, forte), et (c) pH du sol, (b) stress nutritif, (c) stress hydrique, (d) pression parasitaire (figure extraite de Reiss *et al.*, 2018).



Cas des insectes phytophages, nématodes et maladies vectorisées

La littérature documentant l'effet des pratiques culturales et de l'environnement de culture sur l'efficacité des associations intra-spécifiques à contrôler ce type de bioagresseurs reste peu fournie. Tout comme illustré ci-dessus pour les maladies à dispersion passive, l'efficacité des mélanges dépend du :

(1) Nombre de variétés déployées dans une association. Shoffner et Tooker (2013) ont montré en conditions contrôlées qu'augmenter le nombre de composantes d'une association dans le cas du blé permettait de mieux réguler les populations de pucerons : ils ont été moins abondants dans des mélanges de 6 variétés que dans des mélanges de 3 variétés et dans les couverts monovariétaux. Ce résultat ne semble cependant pas généralisable. Underwood (2009) n'ont en effet mis en évidence aucun effet du nombre de génotypes de fraisier co-cultivés sur le nombre de pucerons. Ces résultats contrastés pourraient s'expliquer par le fait qu'augmenter le nombre de composantes d'une association n'implique pas forcément une hausse de sa diversité fonctionnelle si certains traits ne se sont pas pris ouvertement en considération.

(2) Niveau d'intensification du système de culture et des conditions environnementales. L'efficacité des mélanges de variétés de blé à réguler les populations de pucerons a été trouvée moindre en conditions de stress hydrique qu'en conditions non limitantes pour l'eau (Grettenberger et Tooker, 2016).

Cas des adventices

L'efficacité du contrôle variétal dépend de la pression des adventices, et donc du système de culture, notamment la rotation culturale, et l'utilisation d'herbicides. Deux études soulignent que les associations intra-spécifiques permettent de conserver un potentiel de rendement quasi-maximal en réduisant de moitié les traitements herbicides en culture de riz (Tang *et al.*, 2009) et de haricots (Oveisi *et al.*, 2021).

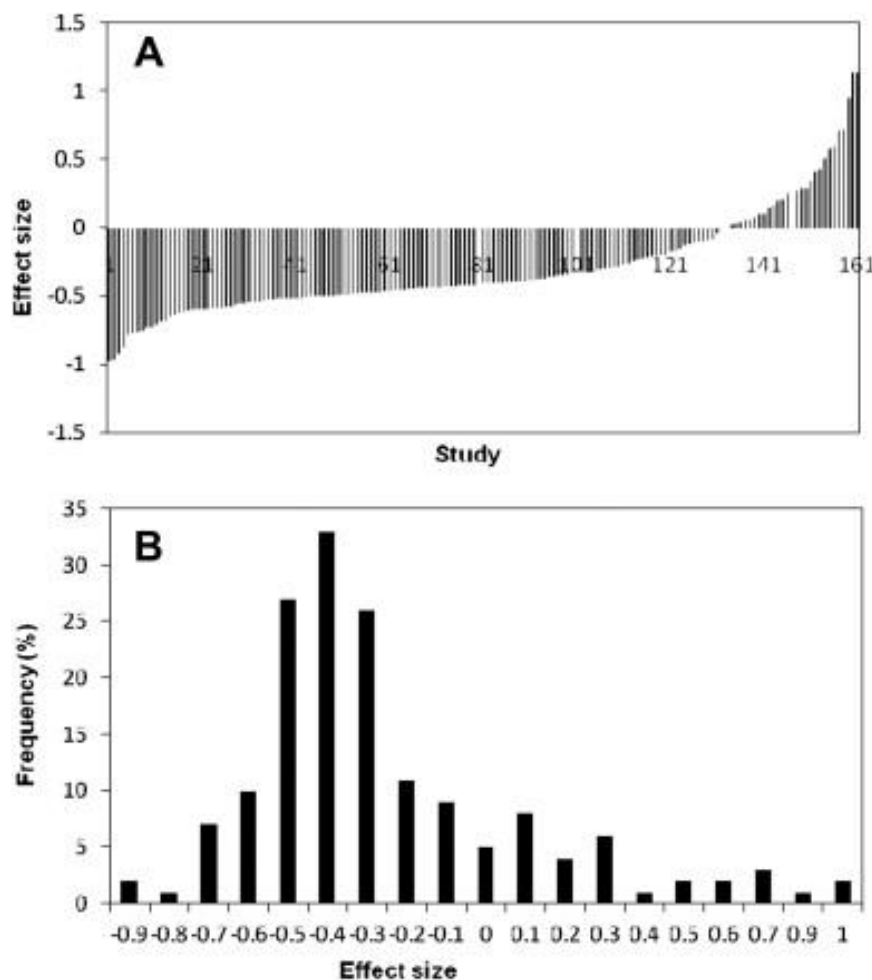
3.2.6. Quantification de l'efficacité des associations intra-spécifiques et de sa variabilité dans différents contextes agronomiques

3.2.6.1. Approches expérimentales analytiques bioagresseur-centrées

Au total, **8 méta-analyses** fournissent une estimation quantitative de la capacité des associations intra-spécifiques à réguler certains types de bioagresseurs. Plusieurs de ces méta-analyses traitent des données expérimentales qui concernent les maladies fongiques des céréales à paille. Même si les systèmes céréaliers sont un enjeu phytosanitaire majeur, il faut se garder de généraliser les conclusions tirées pour ces systèmes (autres cultures arables, arboriculture, viticulture, maraîchage, foresterie, etc.).

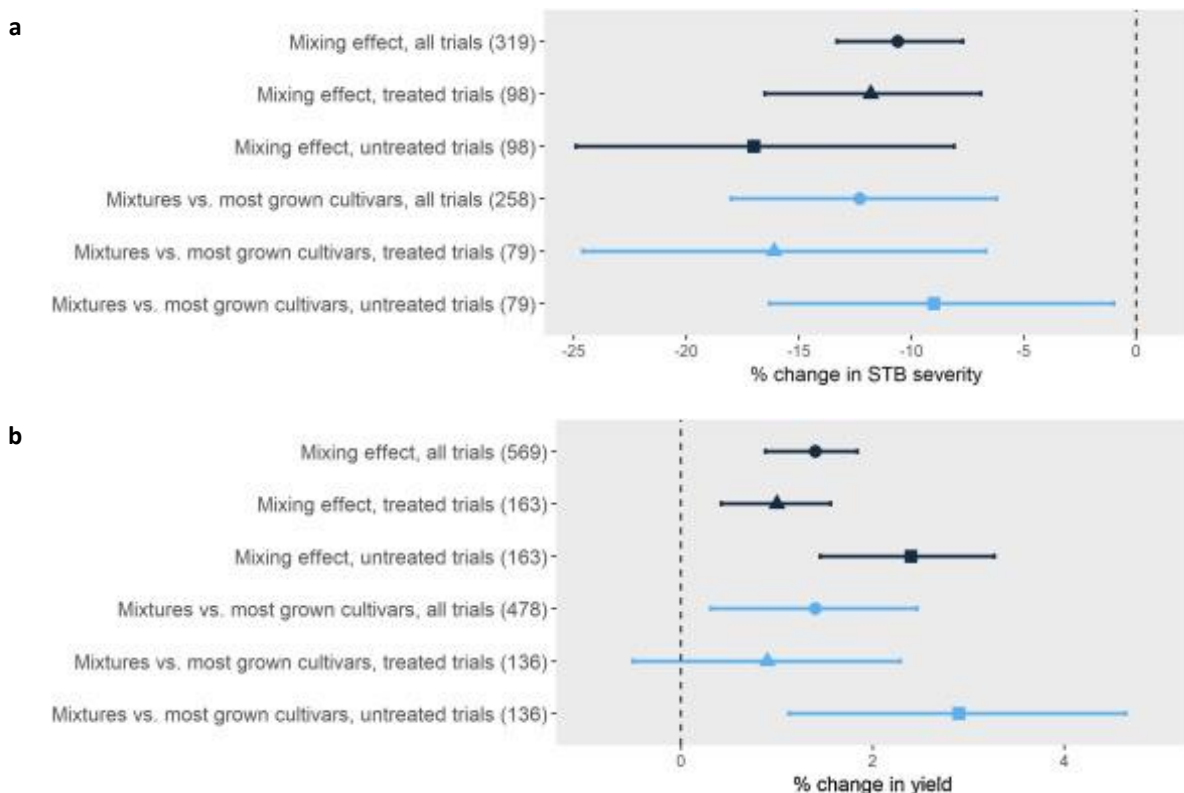
(1) La méta-analyse de Huang *et al.* (2012), très spécifique car portant sur la rouille jaune du blé (*Puccinia striiformis*), rapporte que 83% des 161 mélanges testés au sein des 11 études retenues ont une sévérité inférieure à la moyenne des couverts monovariétaux. La réduction de sévérité, même si elle est fréquente, n'est donc pas systématique. L'efficacité des associations intra-spécifiques de blé sur la rouille jaune (réduction de sévérité) a variée de +23% à +33%, avec une moyenne de +28% (Figure 3-15). Cet effet, en moyenne élevé et obtenu dans différents pays de la zone tempérée de l'hémisphère nord, a toutefois été très variable, allant de l'absence de réduction à une réduction considérable de l'intensité de la maladie. Dans ces études, la diversification a assez rarement conduit à une augmentation des attaques.

Figure 3-15. Distribution de fréquence de la capacité d'une association intra-spécifique à limiter les attaques de rouille jaune du blé (figure extraite de Huang *et al.*, 2012).



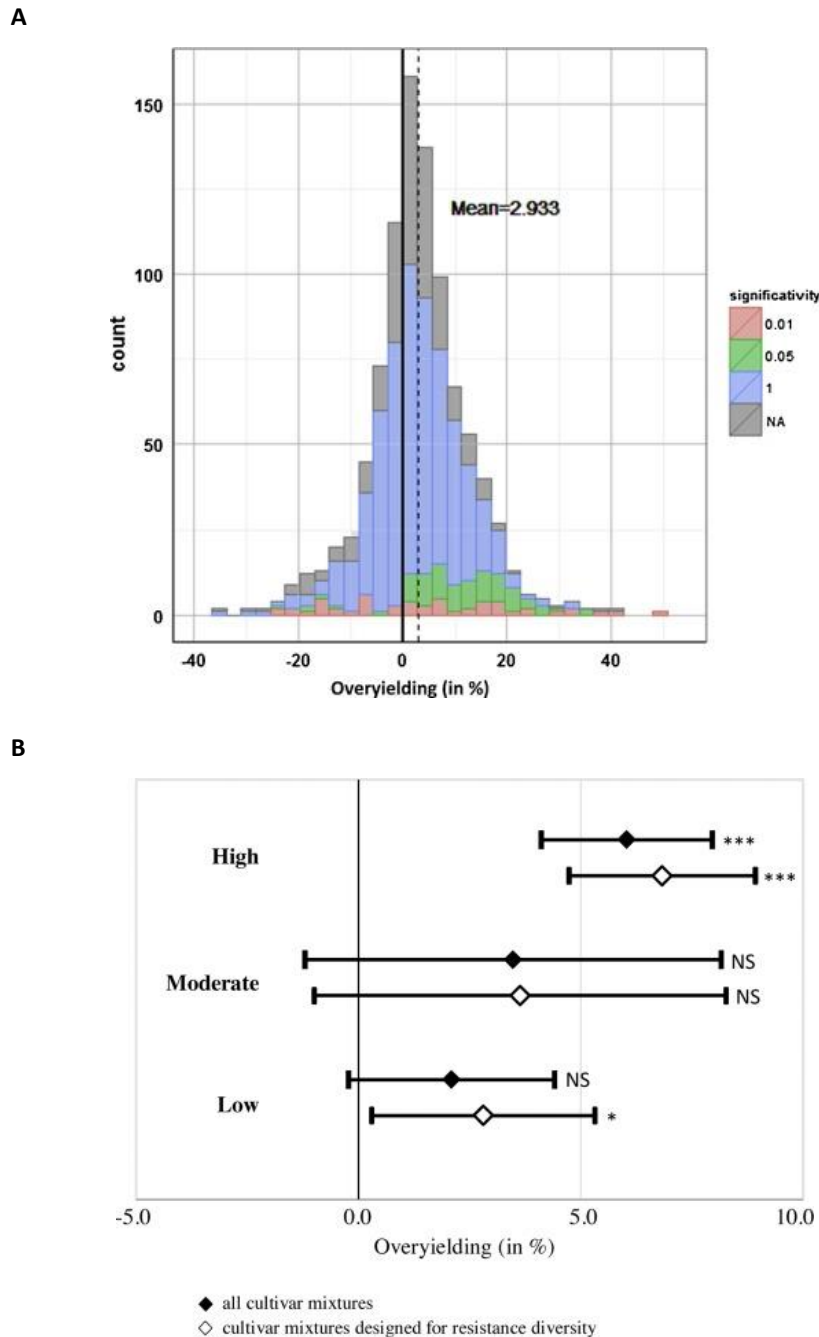
(2) La méta-analyse de Kristoffersen *et al.* (2020), portant sur 406 essais conduits au cours de 19 années au Danemark, avec différentes associations de quatre variétés de blé élités cultivées en système conventionnel, met en évidence des effets positifs des associations intra-spécifiques sur le contrôle des épidémies de septoriose (*Zymoseptoria tritici*). Les attaques de septoriose ont été en moyenne réduites de 10,6%, avec une variabilité assez importante. Le sur-rendement a atteint en moyenne 1,4% dans les mélanges, sachant que la sensibilité des variétés à la septoriose n'a pas été un critère de sélection choix des variétés associées (Figure 3-16). Les mélanges ont donné de meilleurs résultats que la moyenne des variétés qui les composent lorsque cultivées en pures, mais aussi que la moyenne des quatre variétés les plus cultivées localement au cours d'une année donnée. Le gain est apparu plus important dans les essais non traités que dans les essais traités.

Figure 3-16. Effet d'une association intra-spécifique sur (a) l'intensité des attaques de septoriose et (b) le rendement du blé, par rapport à la moyenne des cultivars associés (noir) et la moyenne des quatre cultivars les plus cultivés la même année au Danemark (bleu), avec ou sans traitement fongicide (figure extraite de Kristoffersen *et al.*, 2020).



(3) La méta-analyse de Borg *et al.* (2018) a évalué les effets des associations intra-spécifiques sur les rendements de blé, en détaillant notamment les effets de différents facteurs sur le développement des principales maladies (rouilles et septoriose). L'analyse a porté sur 120 publications et retenu 32 études, la plupart conduites en Amérique du nord et en Europe. Le sur-rendement moyen constaté a été en moyenne de 3,5% et a même atteint 6,2% en cas de pression parasitaire élevée (Figure 3-17). Le sur-rendement a atteint ses valeurs les plus élevées dans des essais menés dans les années 1980-1990, ce qui pourrait mettre en évidence un biais potentiel dans la quantification lié à la prééminence des études axées sur les maladies au cours de cette période. Bien que le rendement soit une variable composite influencées par de multiples facteurs, il reste dans cette méta-analyse ciblée un élément pertinent pour estimer les effets de régulation et ses conséquences sur la culture.

Figure 3-17. (a) Distribution de fréquence des sur-rendements de blé obtenus avec des associations intra-spécifiques et (b) effet de la pression parasitaire (niveaux de maladie élevés, modérés, faibles) sur ces sur-rendements (figure extraite de Borg *et al.*, 2018).



(4) La méta-analyse de Kiaer *et al.* (2009) a porté sur 26 études regroupant 46 essais concernant les rendements de blé et d’orge, toutefois non centrés sur les effets des maladies. Les effets des associations intra-spécifiques sur l’augmentation des rendements ont varié de -30% à +100% avec un sur-rendement moyen estimé à +2,7%, mais une variabilité forte entre essais reste inexplicée, sinon par une dimension multifactorielle : globalement, les variables explicatives considérées dans la méta-analyse n’expliquent qu’une faible part de la variation observée sur le rendement relatif des mélanges par rapport à l’attendu en couverts monovariétaux. Le bénéfice à mélanger augmente avec le coefficient de variation du rendement (CYD, pour *Coefficient of Yield Variation*) en pur des variétés associées. L’impact général positif sur la stabilité interannuelle des rendements a été démontré. L’effet des associations intra-spécifiques s’est avéré globalement plus élevé dans les cas où la capacité à contrôler/tolérer les bioagresseurs était pris en compte comme critère de diversification (variétés composant le

mélange choisies en fonction de leur niveau de résistance/tolérance aux maladies et adventices). L'effet de l'augmentation du nombre de composantes de l'association a seulement été mis en évidence pour le blé, la sensibilité à la compétition avec les adventices étant différente entre espèces, moindre pour l'orge.

(5) L'analyse semi-quantitative de Smithson et Lenné (1996), basée sur l'analyse de 38 études, illustre les effets de mélanges de variétés et de multilignées, dans les systèmes d'agriculture de subsistance (sans ou avec très peu de débouchés commerciaux) sous les tropiques, plutôt sur céréales et légumineuses (soja, blé, orge, avoine, arachide, maïs, sorgho). L'analyse montre seulement un léger avantage de rendement global, surtout en termes de stabilité du rendement entre années et de réduction des principales maladies fongiques de ces cultures (Tableau 3-5).

Tableau 3-5. Effet d'associations intra-spécifiques sur la réduction des attaques de maladie et le sur-rendement de différentes cultures (tableau extrait de Smithson *et al.*, 1996).

Table 6. Percentage disease reduction and yield increase in mixtures of various crops in comparison to their pure stands

Disease	% disease reduction	% yield increase	Reference
Barley			
Powdery mildew	42.0	4.0	Wolfe (1977)
Powdery mildew	53.0	6.5	Wolfe & Barrett (1980)
Scald	36.3	NUD	Jeger <i>et al.</i> (1981)
Powdery mildew	50.0	7.5	Wolfe & Barrett (1981)
Powdery mildew	28.0	NUD	Wolfe <i>et al.</i> (1981)
Powdery mildew	31.0	1.0-4.0	Wolfe (1978)
Powdery mildew	43.0	9.0	Wolfe (1981)
Powdery mildew	49.5	23.0	Chin & Wolfe (1984a)
Powdery mildew	40.0	5.5 ¹	Aufhammer & Stützel (1986)
Scald	25.0		
Net blotch	35.7		
Powdery mildew	8.9	3.5 ¹	Ibenthal <i>et al.</i> (1988)
Rust	-23.1		
Powdery mildew	13.3 ²	10.5 ¹	Gieffers & Hesselbach (1988a)
Scald			
Rust			
Eyespot			
Powdery mildew	30.0 ²	1.3 ¹	Gieffers & Hesselbach (1988b)
Scald			
Rust			
Eyespot			
Powdery mildew	70.0	NUD	Gacek & Nadziak (1988)
Powdery mildew	50.0-80.0	0-12.5	Kolster <i>et al.</i> (1989)
Wheat			
Leaf blotch	37.0	NUD	
Rust	NUD	29.0	Jeger <i>et al.</i> (1981)
Powdery mildew	26.0	4.4	Alexander <i>et al.</i> (1986)
Eyespot			Gieffers & Hesselbach (1988c)
Leaf blotch			
Powdery mildew	58.5	3.8	
Rust	32.0	4.0	Stüke & Fehrmann (1988)
Rusts	27.0	NUD	Mahmood <i>et al.</i> (1991)
Powdery mildew	62.8	NUD	Brophy & Mundt (1991)
Rust	13.0-97.0	8.0-13.0	
Powdery mildew	35.0	3.0	Finekh & Mundt (1992a)
Rust	29.6	NUD	Manthey & Fehrmann (1993)
Oat			
BYDV	47.0	NUD	Power (1991)
BYDV	NUD	1.0-9.0	Peltonen-Sainio & Karjalainen (1991)
Rice			
Blast	NUD	5.1-50.0	Chiu & Teng (1976)
Blast	65.8	5.7-9.0	Chin & Husin (1982)
Blast	50.5	8.6	Bonman <i>et al.</i> (1986)
Blast	-15.0-14.8	3.9	Prabhu (1990)
	-75.0-2.8	-16.0	
Maize			
Rust	25.0-50.0	NUD	Mundt & Leonard (1986)
Sorghum			
Leaf blight	33.5	17.8 kg ha ⁻¹ per 1% increase in resistant variety	Barrera & Frederiksen (1994)
Common bean			
Rust	13.8	NUD	Lyimo & Teri (1984)
Angular leaf spot	0.0	NUD	
Anthraxnose	6.8	Variable	Madata (1989)
Angular leaf spot	5.4		
Halo-blight	16.4		
Angular leaf spot	35.2	NUD	Pyndji & Trutmann (1992)

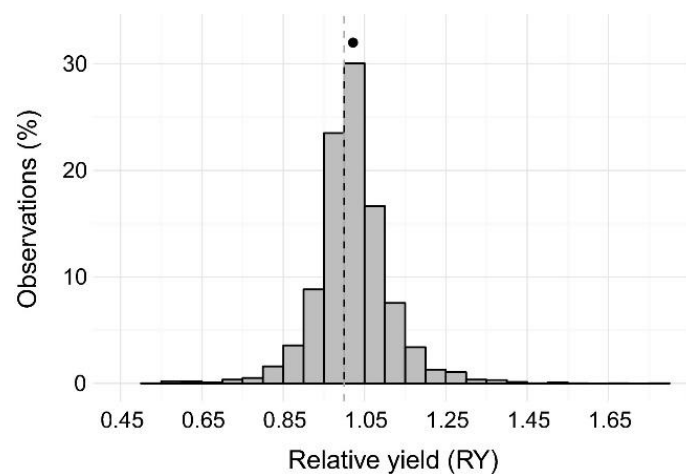
NUD = no usable data; BYDV = barley yellow dwarf virus

¹ Yield was measured as a mean for all diseases; ² Disease severity was pooled for all diseases.

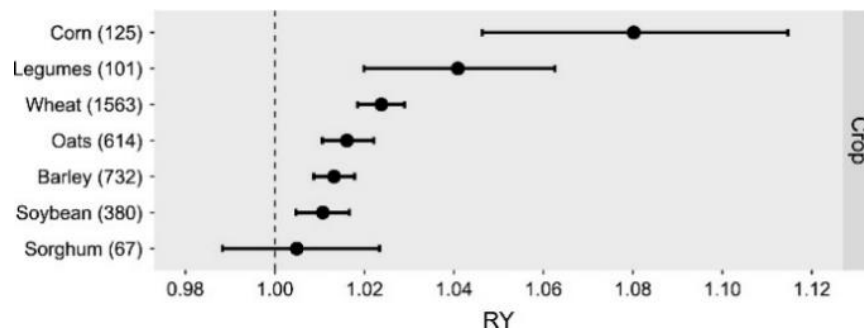
(6) La méta-analyse de Reiss *et al.* (2018), qui s'appuie sur plus de 3 600 observations issues de 94 études conduites dans des conditions agronomiques très diverses, permet d'estimer de façon robuste la relation entre la diversité intra-spécifique au sein d'une parcelle et le rendement d'associations de différentes cultures alimentaires (orge, maïs, légumineuses, avoine, sorgho, soja, blé). Le rendement est une variable composite influencée par différents facteurs, dont les bioagresseurs. Pour autant il ne peut être considéré comme un indicateur univoque de l'effet de régulation du couvert sur ces bioagresseurs et doit donc être pris en compte avec précaution. Le sur-rendement moyen est estimé à 2,2% (Figure 3-18), proche de celui de Kiaer *et al.* (2009). L'effet le plus marqué est pour le maïs (> +8%), les légumineuses (> +4%) puis le blé (> +2%). Le gain de rendement moyen dans les mélanges est plus marqué en conditions tropicales (+10%) que tempérées (+3%), même si les études sont moins nombreuses.

Figure 3-18. (a) Distribution de fréquence des sur-rendements obtenus avec des associations intra-spécifiques et (b) niveaux moyens de sur-rendement obtenus pour différentes cultures (figure extraite de Reiss *et al.*, 2018).

A



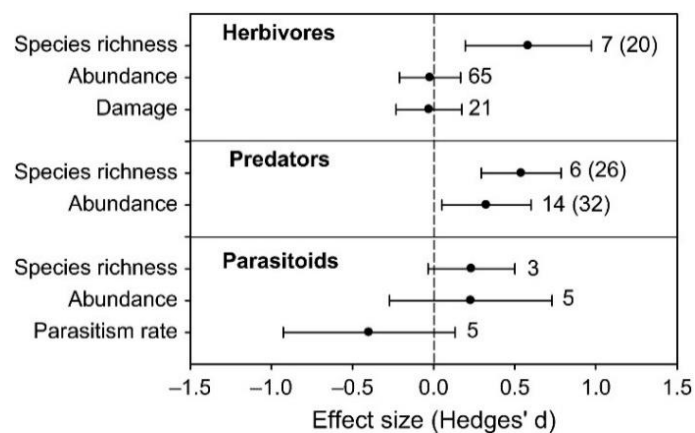
B



(7) La méta-analyse de Koricheva et Hayes (2018) porte sur les effets de la diversité intra-spécifique des plantes et richesse génotypique des communautés végétales (généralement étudiée au niveau interspécifique) sur des organismes appartenant à des niveaux trophiques supérieurs, 2 (prédateurs d'insectes phytophages) voire 3 (prédateurs de ces prédateurs). L'analyse s'appuie sur 60 études expérimentales et intègre 162 estimations de taille d'effet. Elle distingue de manière très pertinente le cas des peuplements en écosystèmes naturels et en systèmes cultivés. Dans les écosystèmes naturels l'abondance des insectes phytophages et prédateurs augmente conjointement avec la diversité des peuplements végétaux, tandis que dans les systèmes cultivés on constate une décorrélation entre l'évolution de l'abondance des insectes phytophages (réduite) et celle des prédateurs (pas ou peu affectée) lorsque la diversité végétale s'accroît (Figure 3-19). Cette différence d'effets entre peuplements naturels et cultivés peut en partie s'expliquer par la sélection anthropique des génotypes utilisés en milieu agricole sur la base de différents traits agronomiques. Cela illustre l'impact de la dimension épistémologique des travaux de recherche et de la stratégie expérimentale, quand bien même la quantification des effets s'appuie sur des approches méta-analytiques normées. La richesse d'insectes est globalement plus

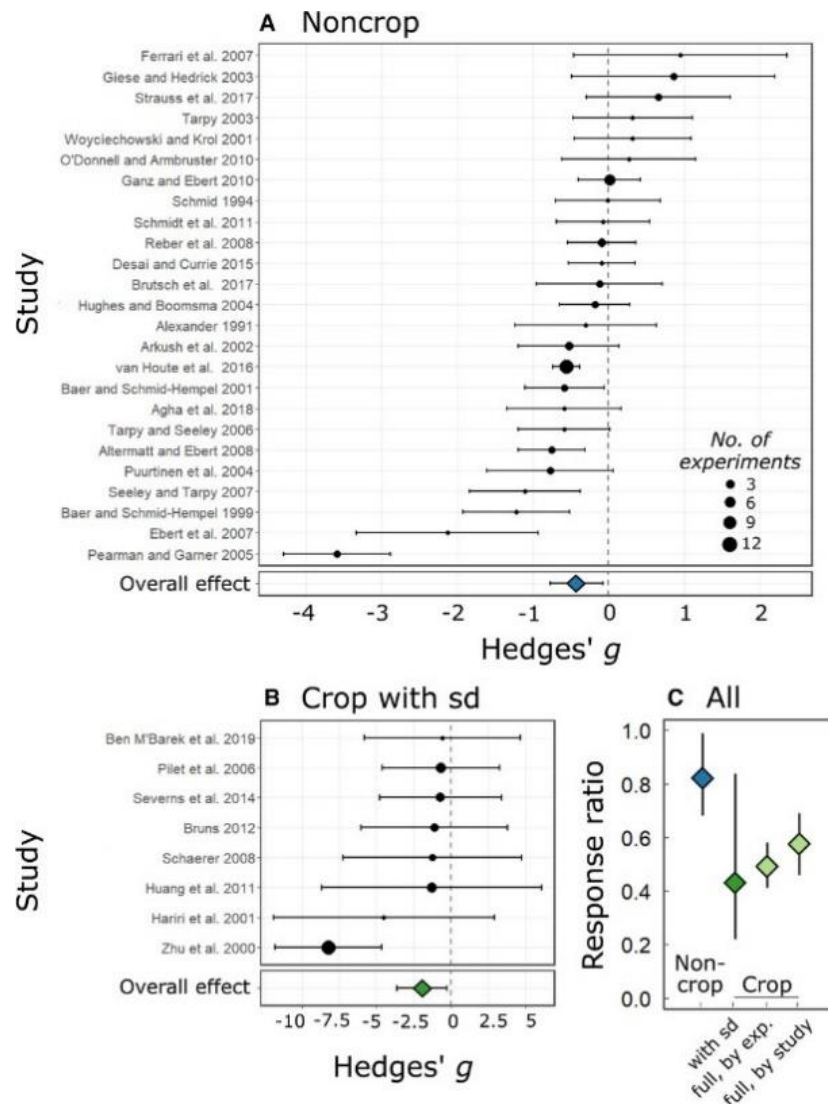
élevée dans les peuplements végétaux génétiquement diversifiés. Les effets de cette richesse sur les insectes prédateurs et parasitoïdes sont plus marqués que les effets sur les insectes phytophages eux-mêmes, mettant ainsi en évidence une amplification des effets vers le haut du réseau alimentaire. Les dégâts causés par les insectes phytophages généralistes apparaissent réduits par la diversité génétique des peuplements végétaux, tandis que les dégâts causés par les spécialistes ne sont que peu affectés. Au-delà de ce constat d'ordre « écologique », la méta-analyse conclut que le potentiel des associations variétales pour la lutte contre les insectes phytophages est assez limité : les dégâts qu'ils causent et l'abondance de leurs prédateurs sont souvent peu affectés. Cette conclusion tranche avec les résultats des méta-analyses précédentes qui portaient sur les maladies et s'appuyaient plutôt sur des cas d'études de systèmes cultivés. La différence pourrait résulter d'un biais disciplinaire, approches entomo-écologiques d'un côté et patho-agronomique de l'autre, que des approches biotechniques pluridisciplinaires pourraient permettre de combler (voir section 3.2.6.2).

Figure 3-19. Effets de la diversité génétique de couverts végétaux sur la richesse spécifique, l'abondance et l'activité des insectes phytophages, leurs prédateurs et leurs parasites (figure extraite de Koricheva et Hayes, 2018).



(8) La méta-analyse de Gibson *et al.* (2021) part du postulat que, si les parasites se transmettent plus facilement entre des hôtes étroitement apparentés, leurs attaques devraient diminuer avec l'augmentation de la diversité génétique des populations d'hôtes. Cette hypothèse générique est testée en comparant le comportement de couverts végétaux monospécifiques et diversifiés, en faisant peu référence aux associations intra-spécifiques (tout comme la méta-analyse de Ekroth *et al.* (2019), non spécifique des interactions végétal-bioagresseur et dont les conclusions sont assez proches). Le manque de pertinence de cette méta-analyse pour cette partie du rapport d'ESCo est toutefois compensé par la taille du corpus analysé – 102 études, comprenant 2004 tailles d'effet – et la référence à une grande diversité d'approches et de systèmes hôte-parasite (champignons, bactéries, virus, nématodes, animaux ciblant une grande diversité de peuplements, cultivés et non cultivés). Dans les situations expérimentales où faible et forte diversités génétiques ont été comparées, les hétérogénéités de couvert les plus importantes ont réduit le parasitisme d'environ 20 % pour les espèces non-cultivées et d'environ 50 % pour les espèces cultivées (Figure 3-20). Cette différence s'explique par la prise en compte, dans les systèmes cultivés, du critère de résistance/sensibilité des variétés sélectionnées pour concevoir les mélanges de génotypes. Elle suggère qu'il devrait être possible de transposer en systèmes cultivés, en les amplifiant, des mécanismes mis en évidence dans les écosystèmes naturels mais dont l'intensité des effets serait considérée comme trop faible pour être exploitée.

Figure 3-20. Relations entre la diversité génétique et le parasitisme dans le cas de systèmes (a) non cultivés et (b) cultivé, complété par (c) une analyse globale (figure extraite de Gibson *et al.*, 2021).



Globalement, il ressort de ces 8 méta-analyses/analyses quantitatives que les associations intra-spécifiques permettent de réguler les bioagresseurs des cultures, avec toutefois de nombreuses exceptions et approximations (régulation biologique approximée par l'effet sur le rendement). L'efficacité est partielle, dans le sens où elle permet assez rarement de passer sous le seuil de nuisibilité (dégâts économiquement acceptable), très variable, et plus prononcée dans les systèmes où les réseaux trophiques considérés sont simples (agent pathogène inféodé à un seul hôte vs. insecte phytophage susceptible d'interagir avec un cortège de prédateurs et parasitoïdes). Les effets positifs sont à la fois une diminution des niveaux d'attaque des bioagresseurs (essentiellement maladies) et une augmentation/stabilisation globale des rendements, avec un sur-rendement moyen très souvent significatif (quoique variable). Les raisons de cette variabilité sont multiples, liés aux effets de différents facteurs, pas toujours prévisibles. L'utilisation d'associations intra-spécifiques ressort comme pertinente pour les systèmes agricoles intensifs/conventionnels pour lutter contre les maladies, et pas seulement dans les systèmes agricoles à bas niveau d'intrants. Ces conclusions quantitatives sont cohérentes avec les cinq revues qualitatives de référence sur les maladies de Wolfe (1985), Finckh *et al.* (2000), Mundt (2002), Newton *et al.* (2009) et Wuest *et al.* (2021).

Le cas du contrôle des adventices par la diversité intra-spécifique n'a été traité dans aucune méta-analyse. Kiær *et al.* (2009 ; 2012) soulignent cependant que les associations de céréales présentent un sur-rendement plus élevé lorsque les critères de compétitivité vis-à-vis les adventices sont pris en compte. De nombreuses études démontrent les effets positifs des associations interspécifiques (section 3.3) sur le contrôle des adventices (Stomph *et al.*, 2020).

Dans une étude sur les mélanges interspécifiques prairiaux, Prieto *et al.* (2015) soulignent que la diversité intra-spécifique peut stabiliser les communautés, un résultat qui pourrait s'appliquer aux interactions avec les adventices. Mais **la littérature est très limitée** pour ce qui concerne les associations intra-spécifiques. Pour cette raison nous avons choisi de considérer à part la quantification de l'impact des associations intra-spécifiques sur cette catégorie de bioagresseurs. Il est possible que le manque de références bibliographiques soit lié à un biais de publication, du fait de l'absence d'effet significatif. Plusieurs études non publiées rapportent en effet l'absence d'effet des associations intra-spécifiques sur les adventices, comme la thèse de Vaquié (2019) sur une association binaire de blé, ou le poster de Piliksere et Zarina (2017) sur des associations d'orges et d'avoine.

L'efficacité des mélanges pour contrôler les adventices a toutefois été démontrée chez l'orge de printemps (Kiaer *et al.*, 2012), le blé tendre (Kaut *et al.*, 2009), le haricot azuki rouge (diminution conjointe de moitié la dose d'herbicide ; Oveisi *et al.*, 2021), et le pois (Darras *et al.*, 2015). Schöb *et al.* (2015) ont montré que dans une confrontation d'assemblages de diversité croissante de 5 variétés d'orges et de 5 espèces adventices, le contrôle des adventices était dépendant de la variété d'orge, et que les associations réduisaient la biomasse d'adventices en limitant les effets de sélection dans les associations d'adventices (les espèces les plus agressives envahissent moins le peuplement). Cet effet, également illustré par Crutsinger *et al.* (2008a, 2008b) sur l'espèce *Solidago altissima*, a été expliqué par la complémentarité de niche et la facilitation. Les résultats précédents obtenus par Schöb *et al.* (2015) en mésocosmes n'ont pas été confirmés dans des essais au champ confrontant des couverts monovariétaux et des associations de 2 à 6 variétés d'orges à différentes communautés adventices : les associations n'ont pas affecté la biomasse des adventices (Pakeman *et al.*, 2020). Cependant, cette étude démontre également un effet, faible mais significatif, de la diversité de l'association sur la richesse fonctionnelle des adventices, due à une diminution de la richesse spécifique de la communauté.

Ces quelques études soulignent l'importance de ne pas se limiter au nombre de composantes ou de la diversité de traits d'une association, mais de **considérer les caractéristiques des variétés assemblées pour comprendre les effets d'une association**, qui peuvent expliquer une compétitivité accrue ou des effets synergiques. Une telle analyse fonctionnelle est illustrée par Schöb *et al.* (2017) dans le cas de mesures de colonisation de couverts diversifiés d'orges et d'adventices par des espèces invasives.

3.2.6.2. Approches systémiques et multifonctionnelles : tendre vers des approches multiservices

Les associations intra-spécifiques doivent également être analysées avec une **approche systémique et multifonctionnelle**. Une telle analyse est possible étant donné qu'elles ont été largement utilisées, par exemple en ex-RDA, au Danemark et aux Etats-Unis (Newton *et al.*, 2009). Ainsi, la surface couverte par les associations intra-spécifiques a atteint 90% sur orge en ex-RDA à la fin des années 1980 et s'est accompagnée d'une baisse de 80% de l'oïdium avec une baisse de 80% de l'utilisation de fongicides (Finck *et al.*, 2000). Une telle analyse est également rendue possible par la grande dimension de certaines expérimentations, en particulier sur le riz (Zhu *et al.*, 2000). Les conclusions en la matière peuvent s'appuyer sur la revue de Newton *et al.* (2009) qui traite des aspects productivité/modes de déploiement/acceptabilité des associations intra-spécifiques en fonction des usages, de façon originale et pertinente (orge de malterie, blé et orge pour distillerie et bioéthanol). Au-delà de l'entrée « maladie », la revue aborde : (i) le fait que les théories en écologie prédisent que l'effet « diversification » devrait être accentué en conditions de stress, donc en **systèmes bas-intrants** (comme démontré dans la méta-analyse de Reiss *et al.*, 2018 ; voir cependant Grettenberger *et al.*, 2016), hypothèse qui explique les différences de gain entre espèces, par exemple, orge d'hiver vs. orge de printemps, que vient toutefois contredire la méta-analyse de Kiaer *et al.* (2009) ; (ii) la performance agronomique, au-delà des quantifications de sur-rendement, sous **l'angle de la « qualité »**, un critère finalement assez peu abordé dans la littérature en dehors de l'exigence de teneur en protéines de certaines céréales.

3.2.7. Conclusion et besoins de recherches

3.2.7.1. Conclusions

Principaux effets de la diversité végétale intra-spécifique intra-parcellaire sur les bioagresseurs (Tableau 3-6)

La **diversification intra-spécifique intra-parcellaire** contribue à la **régulation du développement de certains bioagresseurs**, en particulier dans les agrosystèmes de la zone tempérée de l'hémisphère nord. La majeure partie des études ayant mis en évidence ces effets concernent les **systèmes de grandes cultures**, et dans une moindre mesure **l'arboriculture, l'agroforesterie et le maraîchage** (par exemple pommiers, bananiers, caféiers, saules, laitues). De nombreuses études expérimentales ont porté sur plusieurs espèces de grandes cultures (blé, orge, avoine, riz, colza). Les effets les plus prononcés de ce mode de diversification portent sur les **maladies fongiques aériennes** et les **insectes phytophages aériens**, et dans une moindre mesure les maladies vectorisées et telluriques. La littérature est quasi-inexistante sur l'effet de la diversification intra-spécifique sur la régulation des **communautés d'adventices**.

L'effet démontré sur les **maladies fongiques et les insectes phytophages aériens** est **souvent positif, mais de magnitude variable**. La **quantification** des effets s'appuie sur plusieurs méta-analyses et est donc robuste. Ces effets sont particulièrement prononcés dans le cas de certaines maladies fongiques de grandes cultures, avec de nombreuses références académiques pour ce qui concerne les **céréales à paille** (rouilles et septoriose du blé, oidium de l'orge), et quelques exemples de contrôle effectif et durable via des déploiements à grande échelle, notamment ceux pratiqués dans l'est de l'Europe dans les années 1980. Dans certains cas les **associations variétales** permettraient à elles-seules, compte tenu de la magnitude de leur effets moyens, de quasiment se passer de traitements fongicides. D'autres exemples existent, notamment en arboriculture, mais sont assortis d'une efficacité variable (bonne sur caféiers, moindre sur pommiers), avec des approches théoriques mettant en évidence un impact attendu significatif de la structuration spatiale (voir section 3.4). Les **mécanismes** qui sous-tendent la régulation des **maladies à dispersion passive** sont **variés et bien documentés**. Ils peuvent être catégorisés par grands types d'effets : (1) effet densité ou dilution, (2) effet barrière, (3) effet microclimat, (4) effet prémunition/résistance induite, (5) compensation, et (6) (mal)adaptation de la population pathogène à certaines composantes de l'association et sélection disruptive.

Les **mécanismes écologiques de régulation des insectes phytophages** par diversification intra-spécifique sont également **variés et bien décrits** dans la littérature, bien que majoritairement à partir de cas issus de systèmes non cultivés. Différents travaux disciplinaires à l'interface entre **entomologie et écologie** ont ainsi permis d'identifier des mécanismes de régulation à l'échelle des populations et/ou des communautés, impliquant des **réseaux multi-trophiques** dans des **systèmes naturels** plus ou moins complexes. Les **mécanismes** qui sous-tendent le contrôle des insectes phytophages, des nématodes, et des maladies vectorisées ont été regroupés en trois principaux types d'effets : (1) concentration des ressources et spécificité d'hôte, (2) effets sur la chaîne trophique et les ennemis naturels des bioagresseurs, et (3) résistance et sensibilité associatives.

Les effets de la diversification intra-spécifique intra-parcellaire sur les **adventices** semblent insignifiants : aucune limitation directe de la taille des populations adventices (nuisibilité) n'a été mise en évidence, et seuls des effets positifs sur la diversité floristique sont suggérés (équilibre des communautés allant dans le sens d'une gestion facilitée et plus durable à l'échelle de l'agrosystème). Les **mécanismes** permettant d'expliquer ces effets limités restent assez théoriques : (1) l'allélopathie, et (2) la compétition pour la croissance.

Par ailleurs, il a été mis en évidence dans les systèmes cultivés que les **mécanismes** impliqués dans la régulation des bioagresseurs pouvaient non seulement différer selon la nature des bioagresseurs, être **non additifs**, mais également avoir des **effets antagonistes**, complexifiant les conclusions tirées à l'échelle du système dont l'état sanitaire doit être considéré dans la globalité (par ex. en grandes cultures, effet bénéfique d'une diversification sur les attaques de mélégièthes attirées par des bandes colza fleurissant de manière précoce et moindre attaque sur d'autres variétés plus tardives, vs. effet plutôt négatif sur certaines maladies lié au fait que les variétés précoces pourraient être une source d'inoculum).

Globalement, la diversification intra-spécifique intra-parcellaire a été décrite comme étant **plus efficace** pour réguler différents types de bioagresseurs **dans les systèmes cultivés** (50% de cas significativement positifs)

comparativement aux systèmes naturels (20% de cas significativement positifs). Cela s'explique par le fait qu'en systèmes cultivés **les composantes des mélanges sont « sélectionnées »** pour augmenter cette efficacité, tandis qu'en systèmes non cultivés elles sont souvent simplement « constatées » - qualifiées et quantifiées - dans des situations naturelles existantes. Néanmoins, pour ce qui concerne les insectes phytophages, **les dégâts** qu'ils provoquent et **l'abondance de leurs ennemis naturels** ont tendance à rester inchangés en systèmes cultivés malgré la diversification, tandis qu'ils diminuent en systèmes naturels. Cela peut s'expliquer par le fait que la régulation des insectes phytophages, faisant intervenir **plusieurs niveaux trophiques et différents mécanismes**, s'exprime moins fortement dans des couverts dont la diversité fonctionnelle a pu être réduite par la sélection sur des critères agronomiques. Le bénéfice potentiel des associations variétales pourrait être supérieur si les mécanismes de régulation étaient pris en compte pour raisonner **l'assemblage de ces traits**, et considérer d'autres traits structurants pour les interactions multi-trophiques. En effet, force est de constater qu'il existe un **décalage** entre les **hypothèses mécanistes testées et validées expérimentalement** dans un écosystème (effets quantifiables sur des traits populationnels variés) et **l'efficacité réelle** que l'on peut en attendre en contexte de production agricole (effets quantitatifs caractérisés par une limitation de l'action de bioagresseurs allant jusqu'à l'impact sur le rendement). Ce décalage conduit à des **conclusions qui peuvent sembler contradictoires**, de type « ça fonctionne » (pratique majoritairement écologique, parfois agronomique), « ça devrait fonctionner » (théorie écologique), et « ça ne fonctionne pas » (pratique agronomique), voire des **déceptions** liées au fait que la nature des effets est différente et que leur amplitude peut être agronomiquement insignifiante bien que « statistiquement significative ».

Légende du Tableau 3-6 :

- **Nature de l'effet de la modalité de diversification sur la régulation du bioagresseur concerné :**

	Consensus de la littérature en faveur d'un effet positif sur la régulation du bioagresseur. Le niveau d'intensité du vert traduit le <u>niveau de consensus</u> de la littérature sur le sens positif de l'effet (plus le vert est foncé, plus le consensus est fort)
	Absence de consensus de la littérature : effet ambigu
	Consensus de la littérature en faveur d'un effet négatif sur la régulation du bioagresseur. Le niveau d'intensité du rouge traduit le <u>niveau de consensus</u> de la littérature sur le sens négatif de l'effet (plus le rouge est foncé, plus le consensus est fort)
	0 Pas d'effet significatif (des travaux existent mais ne mettent en évidence aucun/très peu d'effet)
	Hypothèses théoriques sur l'existence d'un effet sur la régulation du bioagresseur mais pas de preuves
	? Information insuffisante pour conclure (y compris sur le plan théorique)
	<i>Cas de figure qui n'a pas lieu d'être investigué car il ne correspond à aucune réalité "physique"</i>

- **Niveau d'investigation de ces effets dans la littérature (recul scientifique) :**

	littérature rare/très peu abondante (mais suffisamment robuste pour conclure)
	littérature relativement abondante mais pas (ou très peu) de travaux de synthèse/reviews
	littérature abondante incluant des travaux de synthèse/reviews

BIOAG : bioagresseur ; EN : ennemi naturel

Tableau 3-6. Synthèse des effets de la diversité intra-spécifique de la végétation cultivée sur la régulation des bioagresseurs

			Adventices	Insectes aériens	Insectes telluriques	Maladies vectorisées	Maladies / pathogène aérien	Maladies / pathogène tellurique	Nématodes	Autres	Remarques	
Métriques utilisées pour caractériser la régulation des BIOAG			abondance/biomasse des adventices, diversité spécifique	abondance des populations (le + souvent) et + rarement : diversité alpha, dégâts, dispersion (insectes aériens)		incidence et/ou sévérité de la maladie quantité d'inoculum produit (maladies telluriques notamment)			incidence / sévérité des dégâts, taille des populations (kystes)	/		
Effet majoritaire du mode de diversification sur la régulation des bioagresseurs			* Effet attendu positif Effet sur la composition (↗ diversité floristique) plutôt que sur l'abondance, et faible	** ↘ de l'abondance des BIOAG qui ne s'accompagne pas toujours d'une ↘ des dégâts	?	* Effet faible ; effet estimé sur le vecteur (insecte, nématode)	*** Intensité de l'effet très variable	* Effet faible	?	?	Risque d'apparition d'un superpathotype : l'efficacité ne préjuge pas de la durabilité de la gestion de résistances	
Mécanismes écologiques →	Habitat cultivé X BIOAG	Fragmentation de l'habitat du bioagresseur	Spatiale		?	?	?	***	*	?	?	
			Temporelle									
	Hétérogénéité de la qualité de l'habitat du bioagresseur	Spatiale	*	**	?	*	***	?	?	?	?	
		Temporelle		*								
Plante cultivée X Plante cultivée	Mécanismes contribuant à augmenter les capacités de défense des plantes hôtes		*	?	?	*	Effet attendu positif	*	Effet attendu positif	?	?	
EN X Plantes	Émission de signaux par la plante agressée perçus par les EN		?	*	?	?	*	*	*	?	?	
		Présence de ressources pour les EN	quantité et qualité	?	**	?	?	?	?	?	?	?
		continuité temporelle										
BIOAG X BIOAG	Complémentarité des niches écologiques, structure et dynamique des réseaux d'interactions	*	↗ diversité de la flore adventice	?	?	?	?	?	?	?	?	
EN X EN	Complémentarité des niches écologiques, structure et dynamique des réseaux d'interactions	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	
Champ d'application des résultats = contexte géographique/climatique, agronomique (cultures/types de cultures + pratiques) des résultats obtenus pour chaque catégorie de BIOAG			Très peu d'études, principalement systémiques sur la diversité floristique de la communauté adventice, et peu les effets de régulation quantitative	- Beaucoup de travaux qui ne portent pas sur des plantes de culture ; - Hypothèses et mécanismes originaux établis en systèmes naturels ; - Le cas échéant, agroécosystèmes situés en majorité en zone tempérée de l'hémisphère nord		- Très peu d'études, principalement sur maladies virales ; - Conclusions très difficiles à tirer car prise en compte du vecteur (puceron) nécessaire	- Etudes plutôt réalisées en système cultivé ; - Littérature dominée par maladies fongiques en grandes cultures (peu d'éléments sur les maladies bactériennes) ; - Quelques travaux sur d'autres systèmes : arboriculture, maraîchage, agroforesterie	Tous contextes				

Facteurs modulant les mécanismes de régulation des bioagresseurs par la diversité intra-spécifique intra-parcellaire

Les mécanismes de régulation recensés dans le cadre de la synthèse bibliographique sont **influencés par différents types de facteurs** : les traits du mélange de plantes hôtes, les traits des bioagresseurs et les pratiques culturales et les facteurs environnementaux. Parmi **les traits du mélange de plantes hôtes** : (1) la taille de l'hôte et son caractère pérenne (effet +/-), (2) la géométrie et l'agencement des hôtes (effet +/-), (3) le ratio entre auto-infections et allo-infections (effet -). Parmi **les traits des bioagresseurs**, dans le cas des maladies à dispersion passive : (4) la période de latence/caractère polycyclique de la maladie (effet +), (5) la capacité de dispersion (effet +), (6) la capacité d'extension des lésions (effet +), (7) le niveau de pression parasitaire (effet +/-), (8) la structure des populations liée au mode de reproduction de l'agent pathogène (effet +/-) ; dans le cas des insectes phytophages, nématodes et maladies vectorisées : (9) le degré de spécialisation entre le bioagresseur et sa plante-hôte et la diversité des mécanismes de résistance (effet +), (10) la guildes alimentaire (effet +/-) ; dans le cas des adventices : (11) la sensibilité des espèces adventices aux molécules allélopathiques (effet +), (12) l'intensité de compétition pour la niche écologique (effet +/-). Parmi **les pratiques culturales et facteurs environnementaux** : (13) le nombre et la nature de variétés déployées dans une association (effet +), (14) la proportion de chaque variété et leur agencement spatial (effet +/-), (15) le niveau d'intensification du système de culture et les conditions environnementales (effet +/-).

Dichotomie entre « efficacité » et « durabilité »

Les résultats de plusieurs études théoriques, et, plus récemment, de quelques études expérimentales, suggèrent par ailleurs qu'il est nécessaire de prendre en compte la **dichotomie entre « efficacité » et « durabilité »** pour estimer l'impact réel d'une diversification intra-spécifique intra-parcellaire sur **l'évolution de l'immunité des plantes cultivées**, un des piliers des stratégies de protection des cultures : efficacité à court terme (capacité à réduire le développement d'une population de bioagresseurs dans une parcelle, à l'échelle d'un cycle de culture) vs. maintien de cette efficacité sur le long terme (stratégie de déploiement des résistances – aux maladies ou aux insectes phytophages – plus durable car abaissant la pression de sélection d'individus capables de « s'adapter », notamment de contourner les résistances ; voir par exemple Orellana-Torrejon *et al.*, 2002a ; 2022c). La problématique des souches pathogènes **multivirulentes**, capables de contourner plusieurs gènes de résistance, illustre bien les enjeux liés à ce *trade-off* potentiel : la question de savoir si les associations variétales ont des conséquences bénéfiques ou négatives sur l'apparition de telles souches n'est pas encore tranchée. Il est probable que cet effet – sens et amplitude – dépende de nombreux paramètres, certains liés à la **biologie du bioagresseur** (diversité génétique, modes de reproduction, capacité de dispersion), à la **nature des sources de résistances** (qualitative vs. quantitative, monogénique vs. polygénique), et au **stade de contournement** des résistances (virulences n'ayant pas encore émergées vs. virulences déjà très répandues voire généralisées). Des modèles épidémiques suggèrent, pour ce qui concerne les résistances qualitatives, que les risques de sélection de souches multivirulentes sont accrus dans les associations variétales, mais que, pour ce qui concerne les résistances quantitatives, cet effet peut être contré par la sélection disruptive. Les études expérimentales conduites au champ suggèrent plutôt que la diversification induit une diminution de l'agressivité des populations pathogènes. Exploiter la diversification intra-spécifique intra-parcellaire pour réguler durablement les bioagresseurs implique de **changer de cadre épistémologique**, à savoir procéder à un **changement d'échelle** consistant à intégrer dans l'espace (exploitation, bassin de production, grande région agricole) et dans le temps (rotation, succession des cultures et des variétés utilisées) non seulement les effets mis en évidence et quantifiables à l'échelle de la parcelle, mais aussi les mécanismes biologiques qui les sous-tendent. Une telle intégration à l'échelle du paysage peut avoir des conséquences positives ou négatives sur l'efficacité de ces mécanismes dans la durée, ne serait-ce que parce que les déterminants de l'évolution des populations de bioagresseurs peuvent ne s'exprimer qu'à des échelles larges. Les enjeux du déploiement de de couverts monovariétaux à de telles échelles, notamment la question de l'homogénéisation des paysages, sont traités depuis quelques années dans la littérature et discutés dans la section 3.6. De manière analogue, des travaux permettant de **caractériser les effets du déploiement de couverts hétérogènes à l'échelle du paysage** sont nécessaires pour prendre en compte la dichotomie entre « efficacité » et « durabilité » de cette pratique.

Liens entre effet sur l'abondance des bioagresseurs et effet sur les dégâts

Plusieurs études montrent que les associations variétales peuvent contribuer à diminuer la **taille des populations** de bioagresseurs, sans pour autant limiter leurs **dégâts** (autrement dit passer sous le seuil de nuisibilité), si aucun traitement fongicide ou insecticide n'est utilisé en complément, notamment lorsque la pression parasitaire est importante. Cette **décorrélation** entre l'effet sur la taille des populations et sur ses dégâts dépend du **type de bioagresseurs** (maladie aérienne, maladie tellurique, maladie vectorisée, insecte phytophage, etc.), de l'**espèce de bioagresseur**, voire du **cortège de bioagresseurs** et de la **situation de production**. Au final il est difficile de généraliser quant à la magnitude des effets. Ces effets varient en fonction du type d'action du bioagresseur (directe vs. indirecte ; parasite, phytophage, vecteur) qui influence les **mécanismes** en jeu (par exemple, capacité de dispersion et caractère polycyclique du bioagresseur en contexte aérien vs. tellurique).

L'**amplitude d'un effet sur la taille d'une population de bioagresseurs**, même si celui-ci est significatif, n'est pas forcément le critère le plus pertinent permettant d'estimer l'efficacité de la diversification intra-spécifique intra-parcellaire. Les effets se manifestent en effet aussi par une **diminution de la variabilité interannuelle des dégâts** provoqués par les populations de bioagresseurs et donc une stabilisation des rendements (aspect multicritère non traité spécifiquement dans ce chapitre). Associer différentes variétés permet ainsi, via la diversification des types de résistances à une maladie, de gérer : (i) d'une part, l'**imprédictibilité de la dynamique d'une population pathogène** (aspect quantitatif : différences de pression parasitaire entre années ; émergence éventuelle de nouvelles populations qui contournent certaines résistances) et la **connaissance lacunaire de sa structure** (aspect quantitatif : niveaux d'agressivité, fréquences et combinaisons de virulences dans le cas des maladies) ; (ii) d'autre part, les **fluctuations de composition du cortège de bioagresseurs considéré dans son ensemble** (co-occurrence d'espèces dépendant des conditions météorologiques).

Il se pourrait que la diversification intra-spécifique intra-parcellaire régule finalement plus efficacement un **cortège de bioagresseurs sur le long terme** (durabilité), alors que les études publiées ont tendance à se focaliser sur la régulation **d'un seul bioagresseur sur le court terme** (échelle d'un cycle cultural). Au critère de « durabilité des résistances » il serait donc pertinent d'ajouter celui de **résilience face à un cortège de bioagresseurs** et de « **profil de dégâts** » (Savary *et al.*, 2006), dépendant des situations de production et de la variabilité interannuelle du climat, pour évaluer l'efficacité des mélanges variétaux.

La diversité des mécanismes évoqués plus haut, ainsi que la dichotomie efficacité/durabilité, laisse toutefois entrevoir des perspectives d'amélioration de l'**efficacité** et donc de la **performance analytique** à différentes échelles. Une grande partie des efforts de recherche (voir ci-après) doit porter sur l'identification de ces mécanismes, l'analyse de leur complémentarité et l'amélioration de leur conditions d'expression.

3.2.7.2. Besoins de recherche

Pour mieux exploiter les effets de la diversification intra-spécifique intra-parcellaire dans la régulation des bioagresseurs, des efforts de recherche supplémentaires sont nécessaires. Etant donné la masse de connaissances déjà disponibles, ces efforts doivent être **ciblés** et porter sur l'**identification des mécanismes impliqués dans ces effets, l'analyse de leur complémentarité, et l'amélioration de leurs conditions d'expression**, en particulier à **différentes échelles**. Les travaux d'ordres systémiques et théoriques se sont étoffés au cours des deux dernières décennies et les approches biotechniques analytiques, porteuses de progrès, doivent (re)trouver une place significative.

Les besoins que nous avons identifiés concernent les fronts de recherche et objectifs suivants :

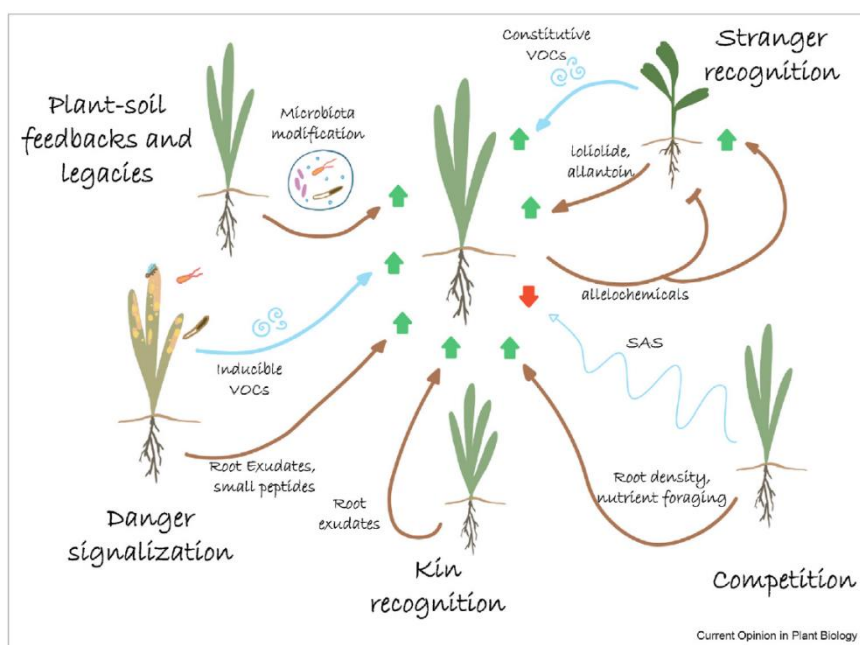
(1) Identifier et poursuivre les études de cas où des **mécanismes écologiques multitrophiques** ont été mis en évidence en milieu naturel pour réguler des insectes – Les insectes étant encore relativement peu étudiés dans le contexte de la diversification des cultures, ces études de cas mériteraient d'être davantage exploitées dans un **contexte agronomique**, en élargissant aux **cas des maladies** et en identifiant des invariants dans les patrons indépendants du type de bioagresseur. Cela implique d'associer des équipes d'écologues et d'agronomes en se concentrant sur les aspects biologiques et biotechniques.

(2) Prendre en compte l'**holobionte et les interactions plante-microbiome** pour identifier des mécanismes (Figure 3-21) – Cela implique par exemple de poursuivre les travaux récents sur les maladies fongiques qui

suggèrent que des processus de signalisation au niveau racinaire (via des molécules ou le microbiome) ou aérien (impliquant des composés organiques volatiles, COV) peuvent inhiber des agents pathogènes. Cela passe par une meilleure caractérisation de l'impact d'une diversification intra-spécifique sur le microbiome et le pathobiome d'un couvert.

(3) Caractériser les **mécanismes de prémunition/résistance induite** basés sur des **interactions plante-plante** (entre variétés) et **plante-pathogène** (entre variétés porteuses ou non d'un gène de résistance et souches virulentes ou avirulentes) – Les mécanismes de prémunition, assez bien décrits à l'échelle intra-individu, commencent à être documentés à l'échelle d'un peuplement (plante infectée ou non infectée activant des mécanismes de défense chez les plantes voisines, voir par exemple Pélissier *et al.*, 2021). Ces travaux récents sur les maladies fongiques suggèrent que des agents pathogènes peuvent être partiellement inhibé par des composés organiques volatiles (COV) et/ou une résistance par l'induction du système immunitaire des plantes voisines. Sur les insectes phytophages, il serait pertinent de caractériser, en systèmes cultivés, les mécanismes de « résistance associative » induits par des COV et de créer davantage de **passerelles méthodologiques entre les études réalisées en contexte écologique et agronomique**.

Figure 3-21. Schéma conceptuel des interactions plantes-plantes susceptibles de moduler l'immunité et la sensibilité des plantes (figure extraite de Pélissier *et al.*, 2021).



(4) Etudier expérimentalement la dualité des **effets de sélection vs. contre-sélection de souches multivirulentes aux échelles annuelles et pluriannuelles** qui dépendent de nombreux facteurs parmi lesquels les traits du bioagresseur – L'enjeu est de comprendre les mécanismes épidémiologiques et génétiques sous-jacents pour compléter des travaux de modélisations théoriques existants. Dans quelle mesure l'association de différents gènes de résistance à l'échelle d'un couvert affecte-t-elle la fréquence et la combinaison des virulences d'une population pathogène ? Peut-on exploiter la connaissance des conséquences de ces interactions résistance-virulence pour élaborer des couverts hétérogènes dont les sources de résistance seraient à la fois plus efficaces et plus durables ? Adapter les associations variétales à la situation épidémiologique locale fait-il sens ? Les travaux menés sur les maladies des grandes cultures (par exemple sur la septoriose du blé) mériteraient d'être poursuivis à une échelle fine, notamment pour caractériser les effets de certaines combinaisons de résistances dans un couvert hétérogène (mélange variétal ou variété population) sur les populations pathogènes (fréquences et combinaisons de virulences). La suite des travaux engagés sur la septoriose du blé, pathosystème devenu modèle, pourra s'appuyer sur deux processus épidémiologiques (sélection pendant la période épidémique et recombinaison/contre-sélection pendant la phase inter-épidémique) récemment mis évidence (Orellana-Torrejon *et al.*, 2022a ; 2022b ; 2022c).

(5) Creuser la question du **compromis entre « efficacité » et « durabilité »**, notamment en ce qui concerne la gestion des résistances variétales aux maladies fongiques dans les associations variétales – L'efficacité a été quantifiée (moyenne et variabilité) dans de très nombreuses études. La durabilité, analysée de manière théorique (modélisation), est en revanche moins documentée, et pourrait faire l'objet de travaux expérimentaux plus ciblés, centrés sur un certain nombre de cas emblématiques et/ou déjà bien étudiés, par exemple en arboriculture (ex. tavelure du pommier) ou grandes cultures (ex. septoriose et rouilles du blé, helminthosporiose de l'orge, pyriculariose du riz en Chine). Travailler sur cette problématique implique d'analyser l'importance des processus épi-évolutifs sur la durabilité des résistances : à ces fins, il apparaît prometteur de s'appuyer sur l'étude au champ des nouvelles structures variétales autorisées pour l'agriculture biologique – variétés biologiques adaptées à la production biologique (VBAPB) et populations composites (MHB) – en intéressant les sélectionneurs de variétés élites à la problématique des associations variétales (sans pour autant exclure les perspectives offertes les biotechnologies OGM et NBT).

(6) Explorer l'effet des mélanges variétaux à des **échelles spatiales et temporelles plus larges** – Estimer les effets sur l'efficacité, la durabilité mais aussi sur tout le cortège de bioagresseurs d'une culture, lorsque le mélange variétal est une pratique potentiellement généralisable à l'échelle de la parcelle et du **paysage**, comme ce fut le cas en Europe de l'Est dans les années 1980. Les enjeux du déploiement de de couverts monovariétaux et de l'homogénéisation des paysages sont traités depuis quelques années dans la littérature (section 3.6). De manière analogue, des travaux permettant de **caractériser les effets du déploiement de couverts hétérogènes à l'échelle du paysage** sont nécessaires pour prendre en compte la dichotomie entre « efficacité » et « durabilité » de cette pratique.

(7) Développer des approches multi-échelles pour **mieux comprendre l'effet de la diversité génotypique (nombre ou proportion de variétés) et de la diversité allélique (nombre ou fréquence d'allèles dans les mélanges)**. De récents travaux montrent que l'effet bénéfique du nombre de variétés sur la régulation des maladies peut être contrecarré si les variétés en mélange portent des allèles différents sur certaines régions du génome. Ce résultat, à contre-courant des rares études de ce type sur des espèces non cultivées (Wuest et Nicklaus, 2018 ; Turner *et al.*, 2020) montre que la diversité allélique peut avoir un effet défavorable (Montazeaud *et al.*, 2022) et qu'il est donc nécessaire de raisonner la diversité à plusieurs échelles pour promouvoir les effets bénéfiques à mélanger des variétés.

(8) Caractériser **l'effet de la domestication et de l'amélioration variétale sur la diversité génétique et phénotypique** des traits impliqués dans les interactions avec les bioagresseurs (dont les interactions plante-plante et les interactions plante-microbiome) pour pouvoir remobiliser des variations d'intérêt pour les mélanges variétaux.

(9) Développer des approches de **recherche participative** – L'objectif de ces recherches serait de : (i) mieux documenter l'efficacité réalisée des associations de variétés et populations hétérogènes dans le contrôle de bioagresseurs, qualifiée par des indicateurs de performance (rendement/marge) et de réduction dans l'utilisation des pesticides ; (ii) identifier les combinaisons de variétés et de traits vertueuses ; et (iii) identifier les conditions environnementales et les conduites associées qui conditionnent ces performances.

3.3. Effets de la diversité génétique interspécifique intra-parcellaire de la végétation cultivée

Coordinateur : Stéphane Cordeau

Co-Auteurs : Guillaume Adeux, Laurent Bedoussac, Bruno Chauvel, Nicolas Gross, Abel Masson (partie « agroforesterie »)

Experts ayant participé à la constitution du corpus bibliographique : Yvan Capowiez, Bastien Castagneyrol, Stéphane Cordeau, Jean-Philippe Deguine, Nicolas Gross, Abel Masson, Frédéric Suffert, Aude Vialatte

3.3.1. Introduction

3.3.1.1. Modes de diversification concernés par cette analyse

Pour définir ce qu'on considère comme diversification spécifique intraparcélaire, on peut se référer aux articles de synthèse de Parolin *et al.* (2012) pour les interactions diversité cultivée/bioagresseurs/ennemis naturels (Figure 3-22), Hiddink *et al.* (2010) pour les arrangements spatiaux (Figure 3-23), et Verret *et al.* (2017) pour les arrangements temporels de l'introduction de plantes compagnes (Figure 3-24). De façon générale, on parlera dans cette section des **associations d'espèces dès lors qu'au moins deux espèces sont présentes sur la même parcelle à une période significative de leur cycle**. Lorsque les espèces mélangées ont toutes une finalité de production, on parle d'**association de cultures** (Figure 3-23). Dans d'autres situations il faut distinguer la culture de rente qui vise à produire de la biomasse ou des grains, des **plantes dites secondaires** qui n'ont pas un but de production mais visent à rendre des services écosystémiques divers (Figure 3-22).

Cette section vise donc à analyser le corpus de la littérature qui porte sur les effets de l'augmentation de la diversité spécifique végétale semée à l'intérieur de la parcelle durant toute ou partie de la campagne culturale. Il existe plusieurs types d'association d'espèces que l'on peut distinguer en fonction de leur agencement spatial et/ou de leur agencement temporel.

Concernant l'agencement spatial des espèces :

- Les espèces peuvent être mélangées sur le rang ou semées en rang alternés (dans ce second cas on parle de cultures intercalaires) :
 - on parlera de **cultures associées** quand les deux espèces sont récoltées pour leur biomasse ou leurs grains (ex. méteil fourrager, association céréale légumineuses) (Risch, 1983) ;
 - on parlera de **plantes secondaires** ou **plantes de services** au sens large quand la ou les espèces ajoutées à une culture de rente n'ont pas pour vocation première d'être récoltées mais semées pour délivrer des services écosystémiques (Parolin *et al.*, 2012 ; Verret *et al.*, 2017), dont parfois intentionnellement liés à la régulation des bioagresseurs. Selon les services attendus et les mécanismes en jeu, ces plantes secondaires sont qualifiées de diverses manières (Figure 3-22 ; Parolin *et al.*, 2012): **plantes compagnes** (par ex. associée à une culture de rente elle peut concurrencer des adventices), **plantes répulsives** (par ex. repousser des insectes ravageurs par la sécrétion de composés volatiles odorants, plantes « push »), **plantes barrières** (par ex. Par son développement important, limiter l'accès des ravageurs à la culture de rente), **plantes indicatrices de colonisation/infestation** (par ex. ayant une phénologie de floraison plus précoce, elle attire les ravageurs avant la culture de rente et indique les infestations à venir), **plantes pièges** (plante « pull ») ou **plantes banques d'insectes** (par ex. des plantes qui permettent le développement précoce d'insectes inoffensifs pour les cultures mais utiles aux auxiliaires).

- Elles peuvent être semées en bandes : on présentera ici le cas de l'**agroforesterie** qui consiste à conduire des associations d'espèces ligneuses en lignes dans des parcelles d'espèces cultivées sur des bandes (Pumariño *et al.*, 2015).

L'agencement temporel (durée de co-présence) varie selon les espèces, leur date de semis et de récolte/destruction (Figure 3-24) :

- On parlera de **couvert d'interculture**, quand les plantes sont semées en interculture, souvent dans un mélange plurispécifique (Florence *et al.*, 2019 ; Florence et McGuire, 2020). Dans la présente section ne sont considérés que les études où l'effet de la diversité spécifique du couvert est observé (i.e. effet de l'augmentation du nombre d'espèce semées). En effet, l'effet de la présence/absence de couvert sur la régulation des bioagresseurs dans la succession culturale relève de la section 3.5 ;
- On parlera de **mulch vivant**, quand le couvert monospécifique (et moins souvent plurispécifique) est semé en interculture et que sa période de végétation est maintenue durant celle de la culture. Il y a donc dans ce cas le semis en direct d'une culture sur couvert végétal vivant (Costanzo et Bàrberi, 2014) ;
- On distinguera les **plantes secondaires dites compagnes** quand elles sont semées en même temps que la culture et se développent sous couvert de la culture ;
- Si deux cultures associées, donc à vocation de récolte pour leurs graines, ne partagent qu'une faible partie de leur cycle en commun, l'une étant semé en fin de cycle de la précédente, on parlera de **cultures en relais** (Tanveer *et al.*, 2017; Hoerning *et al.*, 2020).

Figure 3-22. Interactions multi-trophiques entre culture, plante secondaire, ravageur et ennemi naturel.
D'après Parolin *et al.* (2012)

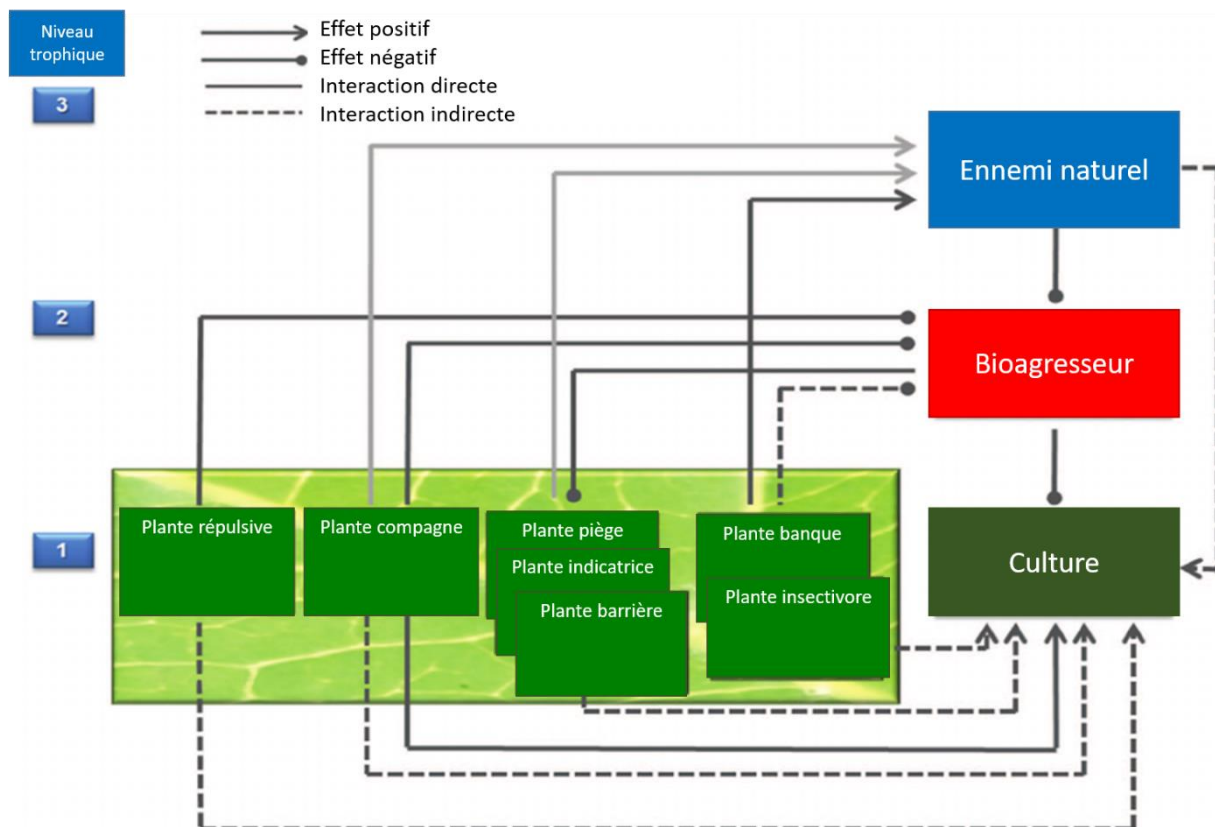


Figure 3-23. Illustration de la diversité des associations d’espèces en fonction de l’arrangement spatial et de la période de co-présence dans la parcelle. Voir également la section 3.4 dédiée à l’arrangement spatial intra-parcellaire. D’après Hiddink *et al.* (2010)

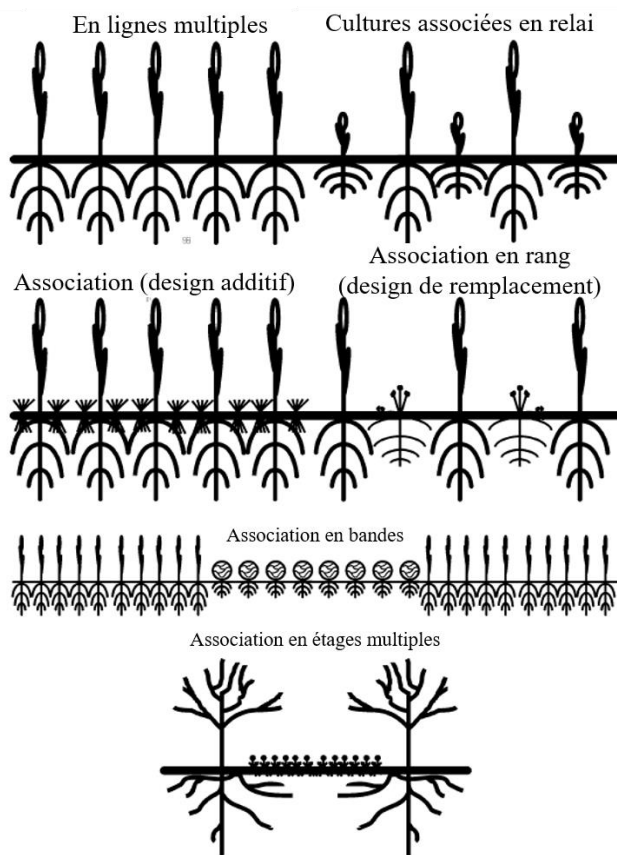


Figure 3-24. Modes d’insertions de plantes secondaires de types plante compagne (en noir) dans une culture de rente (blanc). D’après Verret *et al.* (2017)

Culture de rente seule	Culture de rente N-1	Sol nu ou couvert d'interculture	Culture de rente	Sol nu ou couvert d'interculture	Culture de rente N+1
Mulch vivant	Culture de rente N-1	Plante compagne	Culture de rente	Sol nu ou couvert d'interculture	Culture de rente N+1
Semis synchrone	Culture de rente N-1	Sol nu ou couvert d'interculture	Plante compagne Culture de rente	Sol nu ou couvert d'interculture	Culture de rente N+1
Association en relai	Culture de rente N-1	Sol nu ou couvert d'interculture	Culture de rente	Plante compagne	Culture de rente N+1

3.3.1.2. Constitution et caractérisation du corpus bibliographique.

Collecte et tri des références

Un **corpus bibliographique initial de 644 publications** a été collecté par **interrogation du WOS** (voir détails en Annexe du présent chapitre). La pertinence de ces publications a été évaluée sur la base du titre, des mots clés et du résumé. Parmi elles, 361 ont été considérées comme non pertinentes et exclues (hors-sujet, ne traitant pas de la régulation des bioagresseurs, faisant une évaluation économique et non biotechnique ou portant sur d’autres modes de diversification).

283 références ont donc été retenues pour une lecture plus approfondie du texte, auxquelles se sont ajoutées 83 références collectées par les requêtes spécifiques aux autres modes de diversification mais jugées possiblement pertinentes pour traiter des associations d'espèces.

Après lecture approfondie de ces 366 références, en donnant la priorité aux travaux de synthèse et aux articles non cités dans ces travaux de synthèse, 60 articles ont été finalement retenus pour citation dans la présente section car les plus pertinents pour renseigner l'ESCO. En complément, 150 articles non collectés par les requêtes ont été manuellement ajoutés par les experts. Ces articles complètent la sélection précédente soit car ils décrivent les mécanismes et traits en jeu, soit parce qu'ils sont cités comme études primaires dans les travaux de synthèse ou méta-analyse.

Parmi les **210 publications retenues et mobilisées**, les travaux de synthèse constituent la littérature « socle » permettant de réaliser un état des lieux et d'élaborer les principales conclusions de cette partie de l'expertise (52 articles de synthèse (revues, ouvrages et chapitres d'ouvrages) et 10 méta-analyses).

Caractérisation du corpus

Les associations de cultures annuelles sont les pratiques de diversification végétale intra-parcellaire les plus étudiées dans les articles de synthèse. Les aspects spatiaux (agencement des espèces en rangs, en mélange ou en bandes) ne sont pas considérés indépendamment de la composition biologique des mélanges (voir section 3.4). Le compartiment aérien est davantage étudié que celui du sol. Enfin, les bioagresseurs étudiés sont divers (adventices, pathogènes de plantes, ravageurs parmi lesquels principalement des insectes).

3.3.1.3. Motivations pour la diversification végétale intra-parcellaire

Augmenter la diversité végétale intra-parcellaire résulte souvent de motivations premières autres que celles d'améliorer la gestion des bioagresseurs des cultures. L'une des principales raisons de la mise en œuvre de cultures associées, semées ensemble (Raseduzzaman et Jensen, 2017; Li *et al.*, 2020) ou en relai (Tanveer *et al.*, 2017; Sandhu *et al.*, 2020), ou de l'agroforesterie (Betters, 1988; Lehmann *et al.*, 2020), est la recherche d'une production plus élevée, supérieure à celle de ses composantes cultivées en pures sur la même superficie (cf. Land Equivalent Ratio ; Mead et Willey, 1980). Certains auteurs considèrent la culture associée comme une méthode économique permettant d'augmenter la production avec des niveaux inférieurs d'intrants, donc d'améliorer les marges économiques des systèmes. Cette augmentation de la production trouve son origine dans l'amélioration de l'efficacité de l'utilisation des ressources. Cette considération est en particulier importante à travers le monde pour les petits agriculteurs et également dans les zones où la saison de croissance est courte. Pour les agriculteurs qui ont des ressources limitées, le revenu et la stabilité du rendement des systèmes agricoles sont très importants. Lorsque plusieurs cultures peuvent être cultivées ensemble, le risque d'échec total de production est réduit.

En revanche, quand la diversification végétale spécifique intra-parcellaire concerne des plantes secondaires, les services de régulation des bioagresseurs font partie souvent des motivations premières. Il peut arriver que dans le cas de semis de légumineuses annuelles gélives ou pérennes en mulch vivant, le service de régulation des bioagresseurs soit aussi recherché en même temps que celui d'une meilleure fertilité biologique (Radicetti *et al.*, 2018; Xu *et al.*, 2020).

3.3.2. Mécanismes impliqués dans la régulation des bioagresseurs

Un **dégât** causé par un bioagresseur à une culture est défini par toute déviation observable par rapport à l'état normal de cette culture. Ces dégâts peuvent conduire à des **dommages**, c'est à dire des baisses de rendement en quantité et/ou en qualité. A leur tour, ces dommages peuvent conduire à des **pertes économiques** bien que la relation entre dommages et pertes ne soit pas systématique. L'**incidence** représente le taux de nouveaux cas d'une maladie survenant dans une population spécifique pendant une période donnée.

3.3.2.1. Association de cultures (intercropping/mix cropping)

Les associations de cultures sont bien connues en Amérique latine et Afrique où elles sont répandues (Francis, 1986; Vandermeer, 1989). Dans les régions tempérées, leur mise en œuvre s'est faite conjointement avec le développement de l'agriculture biologique.

Les évaluations anciennes (Risch, 1983; Andow, 1991) et plus récentes (Hiddink *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2019) basées sur la synthèse de centaines de cas d'études ont permis d'évaluer les effets positifs, substantiels et constants des associations de cultures annuelles sur la régulation des bioagresseurs (toutes catégories confondues) si bien que les multiples effets positifs des associations de cultures sur la régulation des bioagresseurs sont maintenant bien admis (Lithourgidis *et al.*, 2011).

Parmi les associations de cultures annuelles, les mélanges céréale(s)-légumineuse(s) occupent une place prépondérante dans le corpus. Ces mélanges particuliers permettent une diminution de l'incidence des **maladies fongiques** aériennes et dans le sol de 45% en moyenne, et une réduction des dégâts de 33% en moyenne (Zhang *et al.*, 2019). Cet effet positif de régulation des maladies fongiques apparaît général aux différentes associations de cultures annuelles (Hiddink *et al.*, 2010), sans être toutefois systématique pour toutes les maladies et toutes les associations (constaté dans 30 études sur 36 pour les pathogènes du sol, et dans 10 études sur 15 pour les pathogènes aériens).

Quatre mécanismes principaux sont en jeu dans les associations de cultures pour la régulation des **maladies fongiques** (Hiddink *et al.*, 2010; Lithourgidis *et al.*, 2011; Zhang *et al.*, 2019) :

- Dilution des hôtes avec un effet de la distance entre hôtes et effet de barrière à la propagation qui implique une optimisation de la densité et de l'arrangement spatial.
- Antagonistes microbiens à travers des effets antibiotiques et l'occupation de niche par une communauté diversifiée
- Allélopathie qui agit sur le potentiel de germination du bioagresseur et sur la survie des propagules.
- Microclimat

(Boudreau, 2013) énumère cinq mécanismes de suppression des maladies par les cultures intercalaires : (1) interférence avec la dispersion des spores par le vent ou la pluie (en lien avec les effets de barrière des cultures compagnes et la dilution de l'hôte dans l'espace), (2) interférence avec le vecteur de la maladie, (3) altérations du microclimat, (4) changements dans la physiologie et la résistance de l'hôte, et (5) inhibition directe des agents pathogènes.

(Hiddink *et al.*, 2010) proposent un tableau de synthèse des mécanismes majoritaires impliqués dans la régulation des pathogènes du sol se dispersant ou non par effet splash (dispersion par éclaboussures lors d'événements pluvieux, Tableau 3-7). On se rend compte que sur les 36 études répertoriées, 12 indiquent que l'effet de dilution d'hôte est le principal mécanisme à l'œuvre.

Tableau 3-7. Principaux mécanismes impliqués dans la régulation des pathogènes du sol (se dispersant ou non par effet splash) dans les cultures associées (tableau extrait de Hiddink *et al.*, 2010)

Mechanism	Soilborne pathogens	Splash-dispersed pathogens	Total
Host dilution	12	5	17
Allelopathy (including biofumigation)	4	0	4
Antagonists	5	0	5
Inoculum reduction	2	0	2
Unfavorable microclimate	1	1 ^a	1
Compensation (yield)	1	0	1
Physical barrier	0	5	5
Not mentioned	5	0	5
Total positive effects	30	10	40
Negative or no effects	6	5	11
Total	36	15	51

^aBoth physical barrier and unfavorable microclimate are mentioned for disease suppression, in totals therefore only taken up once (as physical barrier)

Les communautés végétales affectent l'abondance des **insectes** et l'intensité de l'herbivorie. Deux hypothèses différentes, mais non mutuellement exclusives, reflètent les observations selon lesquelles les charges d'insectes herbivores sont réduites dans les assemblages de plantes plus diversifiés (Root, 1973). L'hypothèse de la « concentration des ressources » prédit que les insectes herbivores sont moins susceptibles de trouver et de rester dans des couverts diversifiés où leurs plantes hôtes sont diluées dans le temps et l'espace. Cette hypothèse, équivalente à l'hypothèse « d'effet de dilution » (Thébaud et Loreau, 2003) a été notamment validé pour des herbivores généralistes (Deraison et al. 2015). L'hypothèse des « ennemis » prédit que les ennemis naturels des insectes herbivores devraient être plus abondants dans les associations d'espèces et donc réguler les densités de population d'herbivores plus efficacement que dans les cultures pures. Toutes deux prédisent des densités d'herbivores plus élevées en culture pure, mais diffèrent dans leurs prédictions pour les herbivores polyphages. Dans l'hypothèse du « microclimat », les différences dans la complexité structurelle de la végétation affectent celui-ci et peuvent modifier l'abondance des herbivores en réduisant les taux de mortalité ou en augmentant la fécondité (Crawley, 1983). L'hypothèse de « l'écosystème d'exploitation » développée par Oksanen *et al.* (1981) suggère quant à lui que l'intensité de l'herbivorie varie systématiquement avec la productivité en raison d'un contrôle descendant croissant à des productivités plus élevées, et prédit un impact maximal des herbivores à des niveaux intermédiaires. Ainsi, de nombreux facteurs peuvent affecter l'impact des insectes herbivores mais ils sont rarement abordés simultanément dans les études de terrain, à l'exception de Silvertown *et al.* (2006) pour les insectes herbivores dans le cadre de la Park Grass Experiment¹⁸.

Les associations d'espèces permettent une régulation d'**insectes ravageurs** spécialisés de l'une ou l'autre culture (Wenda-Piesik et Piesik, 2021), notamment des populations de ravageurs mobiles qui font une partie de leur cycle en dehors des cultures (voir section 3.7 ; Rusch *et al.*, 2012) et qui s'installent dans les cultures au début de chaque saison. Cette régulation des insectes ravageurs se fait en modifiant la reconnaissance de la plante hôte selon différents mécanismes :

- **Reconnaissance visuelle.** Une associations d'espèces peut affecter la reconnaissance visuelle de la plante hôte rendant le mélange peu attrayant pour les insectes ravageurs entrants. C'est le cas des plantes hôtes qui sont masquées par des plantes non hôtes plus hautes ou plus touffues ou dont la forme et la couleur modifient la perception de l'ensemble de la zone de culture rendant plus difficile la reconnaissance de la plante hôte (Garcia et Altieri, 1992).
- **Mobilité.** Les plantes non hôtes peuvent constituer une barrière physique à la propagation des ravageurs et dans certains cas elles fonctionnent également comme des pièges (Perrin et Phillips, 1978). Au Malawi, Farrell (1976) a observé que les poils crochus des haricots *Phaseolus* piègent des puceron polyphage (*Aphis craccivora*), réduisant ainsi efficacement l'infection par le virus de la rosette des arachides adjacentes.
- **Reconnaissance olfactive.** Les attractifs ou stimulants alimentaires sécrétés par les plantes hôtes contribuent à l'orientation des herbivores dans l'environnement. La présence d'une plante non hôte, notamment des plantes fortement aromatiques comme la tomate, l'ail, l'oignon et le tabac peuvent perturber la perception olfactive de l'habitat de certains herbivores (Aiyer, 1950 ; Tahvanainen et Root, 1972 ; Farrell, 1976).
- **Répulsif.** Certains composés émis par les plantes non hôtes sont susceptibles d'avoir un effet irritant sur l'herbivore diminuant de fait l'appétence pour l'association d'espèces comparativement à une culture pure hôte (Tahvanainen et Root, 1972).
- **Inversion des préférences alimentaires.** Dans certains cas, les bioagresseurs montrent, dans un mélange particulier, des préférences marquées pour l'une ou l'autre des espèces végétales. En conséquence, les bioagresseurs peuvent être détournés de leur cible primaire (en l'occurrence la culture de rente) en les concentrant sur la plante compagne. Ce phénomène est utilisé dans les cultures de coton en semant de la luzerne en périphérie afin de limiter les dommages occasionnés par la punaise du coton du fait de la préférence alimentaire de cet insecte pour la luzerne (Perrin, 1977).

¹⁸ La Park Grass Experiment est la plus ancienne expérimentation conduite en écologie végétale, initiée en 1856 à Rothamsted, dans le sud-est de l'Angleterre.

3.3.2.2. Couvert végétal d'interculture (*cover crop*)

Les couverts végétaux, parfois appelés cultures intermédiaires multiservices (Justes et Richard, 2017), sont des plantes cultivées semées en interculture, sans vocation première de valorisation économique, et visant à rendre des services écosystémiques, dont la régulation des bioagresseurs. Leur effet suppressif a été démontré sur les adventices (voir la synthèse de Teasdale, 1996), les pathogènes du sol (Farooq *et al.*, 2011), les nématodes (Wang *et al.*, 2002; Hooks *et al.*, 2010) et moins sur les insectes (Jackson et Harrison Jr, 2008 ; Petit *et al.*, 2018).

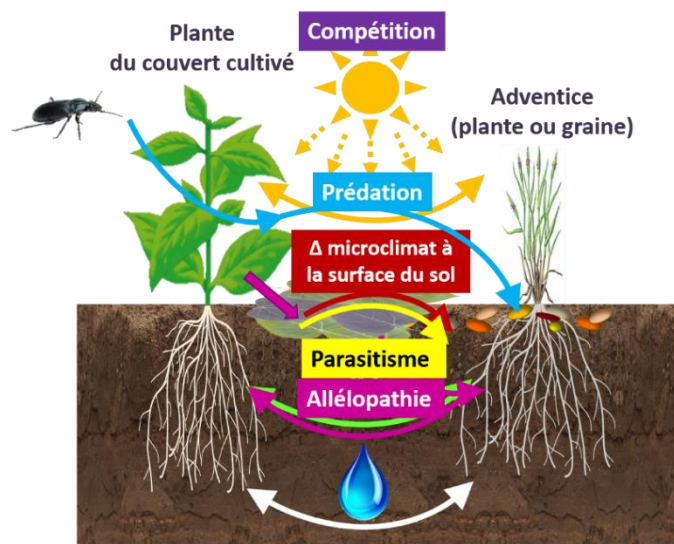
Sur les adventices, très étudié, le caractère suppressif des couverts sur les adventices est principalement quantifié par la biomasse des adventices en couvert en comparaison de celle des adventices en sol nu (voir la méta-analyse et revue systématique de Osipitan *et al.* (2018)). Quelques études observent la densité (nombre de plante/m²) ou le recouvrement du sol (%). Quelques rares études dénombrent la quantité de graines dans le stock semencier (Moonen et Barberi, 2004 ; Nichols *et al.*, 2020 ; Tatenda *et al.*, 2021).

Les couverts agissent sur les adventices à travers divers mécanismes. On distingue les mécanismes à effet direct ou indirect selon que des organismes tierces interviennent ou non (Figure 3-25). Dans les effets directs, on distingue par exemple la compétition pour les ressources notamment la lumière et les ressources du sol (eau, nutriments), l'allélopathie par la libération de composés chimiques par la plante vivante ou les résidus de la plante après sa destruction, et la modification du microclimat à la surface du sol. Il existe aussi des mécanismes à effet indirect, qui font intervenir d'autres organismes, comme des champignons pathogènes responsable de parasitisme (fonte de semis) ou des insectes responsables de prédation (carabe).

La **compétition** est le mécanisme qui est le plus fréquemment évoqué quand on parle de la régulation des adventices par les couverts. La lumière a longtemps été considérée comme la principale ressource pour laquelle la compétition s'exerce dans les systèmes intensifs et tempérés mais (i) la compétition pour les ressources du sol pourrait jouer un rôle important quand on se place dans une optique de baisse d'intrants chimiques et de raréfaction de ressources en eau, mais aussi car (ii) les couverts d'intercultures sont implantés en été, parfois secs, et où les ressources en nutriments peuvent être faible.

La littérature est assez univoque sur les éléments qui influencent l'intensité et l'issue de la compétition. Elle dépend de la dynamique de disponibilité ressources (quelles ressources sont limitantes, à quel moment, notamment au regard du stade de croissance des plantes, et avec quelle intensité et durant combien de temps). Elle dépend aussi du potentiel de croissance des plantes de couverts et adventices et de la capacité de ces plantes à s'adapter à une limitation en ressources. Enfin, elle dépend largement des dates de levées relatives des couverts et adventices, puisque les adventices les plus nuisibles sont généralement celles qui lèvent au même moment que la culture/couvert. On peut identifier que cette intensité et cette issue de la compétition est multifactorielle, dépend du système de culture en particulier, des espèces/varieties présentes, et du pédo-climat, rendant le système complexe à appréhender.

Figure 3-25. Mécanismes de régulation biologique des adventices par les couverts
(figure extraite de Moreau *et al.*, 2022)



Un autre mécanisme qui est souvent évoqué est **l'allélopathie**. C'est un mécanisme par lequel une plante interfère sur une autre par la production de composés chimiques qui sont libérés dans l'environnement par une plante vivante ou ces résidus (Rice, 2012). Les racines d'une plante donneuse vont émettre des composés qui vont être absorbés par les racines d'une plante receveuse, ce qui suppose que les racines des deux plantes soient situées à proximité. Or cette proximité induit également de la compétition quand une ressource est en quantité limitante. Il est du coup très difficile de séparer l'allélopathie de la compétition (Mahé *et al.*, 2022). Les traits des cultures capables d'allélopathie sont les stades phénologiques au cours desquels les métabolites sont émis par les plantes cultivées (vivantes), la nature des métabolites (ainsi que leur toxicité) et l'intensité de l'émission des métabolites qui dépend de la concentration des métabolites et de la taille du compartiment de la plante qui les émet (par exemple, la biomasse/densité des racines en cas d'exsudation racinaire, la biomasse aérienne pour l'allélopathie générée par les résidus de culture...).

Le couvert est aussi en capacité de **modifier le microclimat** à la surface du sol, température, lumière, humidité, etc. facteurs responsables de la germination et croissance des adventices. Des travaux ont montré qu'en présence de couverts le pourcentage d'émergence des adventices a tendance à diminuer de manière significative (17.1%) mais de manière différente entre les espèces adventices (Cordeau *et al.*, 2015; Cordeau *et al.*, 2018). En effet on estime que 50% des espèces adventices sont photosensible, c'est-à-dire nécessite de la lumière pour germer. Le couvert, sans réduire fortement la quantité de lumière peut modifier sa qualité (ratio rouge clair/rouge sombre) ce qui modifie les dynamiques de germination et de croissance précoce. Les caractéristiques des cultures impliquées dans la régulation des adventices par la modification du microclimat et la formation de barrières sont principalement liées à la croissance aérienne. Pour les cultures vivantes, les traits clés sont liés à la dynamique dans l'espace et le temps de la production de surface foliaire (déterminant l'interception de la lumière et la demande en eau de la plante) et se réfèrent donc à la morphologie, au taux de croissance et à la phénologie de la plante (voir la section ci-dessus sur la concurrence). En ce qui concerne les résidus de culture, la quantité de biomasse produite est un trait essentiel qui affecte à la fois l'épaisseur et la densité du paillis. Cependant, ces effets des cultures dépendent également des caractéristiques des adventices (par exemple, la date de germination, la capacité à émerger du paillis...).

3.3.2.3. Plantes pièges (*trap crop*) et plantes compagnes (*companion crop*)

Les cultures-pièges comprennent généralement des plantes cultivées à un stade de croissance plus attrayant que la culture principale, ou une espèce de plante hôte plus attrayante (voir les revues de la littérature de Hokkanen (1991) et Shelton et Badenes-Perez (2006)). Les ravageurs sont soit maintenus dans la culture piège au-delà du stade de sensibilité aux dommages de la culture principale, soit leurs populations sont réduites. La réduction de la population peut se faire par la mise en œuvre d'une pratique de gestion (pulvérisation de pesticide localisés sur les plantes pièges uniquement, permettant tout de même de réduire les quantités épandues), ou de préférence, par leurs ennemis naturels, y compris les parasitoïdes, les prédateurs et les entomopathogènes.

Les cultures pièges ont montrés des effets sur les parasites, les nématodes et les insectes (Hokkanen, 1991; Shelton et Badenes-Perez, 2006 ; Flint et Van den Bosch, 2012).

En effet, comme pour les cultures associées, se produit un **mécanisme d'inversion des préférences alimentaires**. Dans certains cas, les bioagresseurs montrent, dans un mélange particulier, des préférences marquées pour l'une ou l'autre des espèces végétales, et c'est cette propriété qui est exploitée pour que la plante compagne soit prédatée par un herbivore, afin que la culture soit épargnée. En conséquence, les bioagresseurs peuvent être détournés de leur cible primaire (en l'occurrence la culture de rente) en les concentrant sur la plante compagne. Ce phénomène est utilisé dans les cultures de coton en semant de la luzerne en périphérie afin de limiter les dommages occasionnés par la punaise du coton du fait de la préférence alimentaire de cet insecte pour la luzerne (Perrin, 1977).

D'un point de vue commercial, la littérature ne révèle que **10 cas d'applications réussies de cultures pièges dans** les systèmes agricoles et forestiers (Shelton et Badenes-Perez, 2006). D'un point de vue biologique, le succès potentiel d'un système de culture-piège dépend de l'interaction entre les caractéristiques de la culture-piège et de son déploiement avec l'écologie et le comportement des insectes ravageurs. Cependant, les caractéristiques de la culture-piège et de l'insecte ne suffisent pas à elles seules à prédire le succès d'une culture-piège. En fin de compte, c'est la combinaison des caractéristiques de l'insecte et de la culture piège, ainsi que des considérations pratiques, qui détermine le succès d'un système de culture piège (Shelton et Badenes-Perez, 2006). Parmi les 10

cas réussis de culture-piège à un niveau commercial, les ordres des insectes nuisibles ciblés concernaient **trois cas de Coléoptères, trois cas d'Hémiptères, trois cas de Lépidoptères et un cas d'Homoptères**. Les cas de Coléoptères, d'Hémiptères et de Lépidoptères impliquaient des insectes qui dirigeaient leurs vols et avaient tendance à se regrouper sur une culture piège très attractive. Bien qu'il n'ait pas les caractéristiques nécessaires pour se prêter à la culture piège (c'est-à-dire la dispersion par mouvement passif et l'incapacité de rediriger le vol), le cas réussi de contrôle d'un virus véhiculé par un homoptère ravageur (pucerons) a été possible grâce à l'association d'une culture-piège autour du champ agissant comme un piège (interceptant les pucerons qui se déplacent passivement dans le champ) et de plantes de papayes génétiquement modifiées qui agissent comme un puits pour le virus transporté par les pucerons.

Les caractéristiques les plus importantes de l'insecte qui déterminent si un insecte peut faire l'objet d'une gestion par les cultures-pièges sont le stade de l'insecte ciblé par la culture-piège et la capacité de l'insecte à diriger son mouvement, son comportement migratoire (mobilité et mode de colonisation), et son comportement de recherche d'hôte. Le stade de l'insecte à contrôler par la culture-piège est d'une importance critique pour la conception d'une stratégie efficace de culture-piège. Potting *et al.* (2005) ont conclu que les petits insectes ayant une capacité limitée à détecter les hôtes et à se déplacer vers eux ne conviendraient pas à la culture en piège, citant des études menées avec le puceron du houblon (*Phorodon humuli*), et l'aleurode (*Bemisia argentifolii*), comme preuves. Les modes de colonisation de ces insectes sont largement dus à une dispersion aérienne passive, aléatoire et à haute altitude.

Les plantes pièges peuvent agir sur les **ravageurs du sol** et perturber leur cycle de vie. Cela concerne les endoparasites : en supprimant leur reproduction, les plantes pièges contribuent à diminuer le potentiel infectieux du sol, protégeant ainsi la plantation ultérieure de cultures sensibles. Ces plantes pièges en cultures associées peuvent avoir un effet allélopathique biocide, e.g. impliqué dans la suppression du *Phytophthora* pathogène du sol par les plantes non-hôtes associées aux Solanacées comme le maïs (Yang *et al.*, 2014) ou le colza (Fang *et al.*, 2016). L'utilisation de plantes pièges est une technique de gestion des nématodes qui a été testée périodiquement depuis la fin des années 1800, mais dans la pratique, elle n'a souvent pas permis d'atteindre les objectifs de gestion et on connaît peu de plantes compagnes pièges qui peuvent être introduites dans les rotations de cultures légumières. Souvent, ce ne sont que de mauvaises plantes hôtes qui doivent être détruites avant la fin du cycle de vie du nématode endoparasite. C'est le cas des sorghos fourragers qui sont actuellement commercialisés comme plantes pièges du nématode à galles (Djian-Caporalino *et al.*, 2019).

Plusieurs caractéristiques sont impliquées : 1/ un effet allélopathique biocide avec des composés secondaires toxiques dans les racines, néoformés ou produits en réaction à l'infestation; 2/ une réaction hypersensible avec une mort cellulaire rapide et localisée dans la plante infectée, qui bloque leur migration et empêche ainsi leur développement et leur reproduction. La résistance aux nématodes à galles et aux nématodes à kystes est bien connue; 3/ un processus de masculinisation qui permet de diminuer la reproduction des nématodes endoparasites qui est également décrit chez des variétés de pommes de terre, radis et betteraves résistantes aux nématodes à kyste (Djian-Caporalino *et al.*, 2005). L'architecture racinaire est un trait important pour capturer davantage de ravageurs du sol qui ne sont pas capables de migrer activement dans le sol : par exemple, *Solanum sisymbriifolium* qui développe un système racinaire étendu pénétrant dans les couches plus profondes du sol est capable de capturer de grandes quantités de nématodes à kyste (Scholte *et Vos*, 2000). La disposition spatiale de ces plantes pièges à proximité de la culture cible joue un rôle clé dans leur efficacité.

Les **plantes compagnes** et notamment les légumineuses ont un effet plutôt positif sur la régulation des **adventices** en diminuant leur biomasse sans pour autant diminuer le rendement de la culture principale mais cet effet s'avère non systématique (Verret *et al.*, 2017). La réduction de la biomasse en adventice grâce à la plante compagne est un pattern majoritaire constaté dans 66% des cas par rapport aux cas témoins en agriculture conventionnelle et dans 82% des cas par rapport à un témoin en absence de désherbage. Toutefois, les effets négatifs potentiels sur le rendement, notamment à travers la compétition pour les ressources disponibles (lumière, eau, azote...), font que les situations avantageuses à la fois en termes de régulation des adventices et de gain de rendement ne sont plus que de 36% par rapport à des témoins en agriculture conventionnelle, et de 52% par rapport à des témoins sans désherbage.

3.3.2.4. Couvert maintenu dans la culture sous forme de mulch vivant

Le mulch vivant et mort à la surface des sols peut offrir des possibilités de régulation des populations de ravageurs dans les systèmes de production sans travail du sol (car en présence de travail du sol, ce mulch est enfoui dans le sol). Les cultures de couverture génèrent des quantités importantes de biomasse qui sont ensuite laissées en surface et peuvent aider à la lutte contre les **ravageurs**.

La germination et l'émergence des **adventices** sont inhibées par des niveaux élevés de paillis de cultures de couverture, soit par effet barrière, soit par des composés allélopathiques inhibant la germination (voir la synthèse de Teasdale, 1996). Les adventices annuelles à petites graines sont particulièrement susceptibles et peuvent être supprimées par les paillis, et l'utilisation d'herbicides en est réduite lorsque les cultures de couverture sont incorporées dans les systèmes de culture. La culture de mélanges de légumineuses et de céréales de couverture est un moyen particulièrement efficace de produire de grandes quantités de résidus de culture de couverture pour la suppression des adventices

Les **maladies foliaires** peuvent être réduites par un paillis de cultures de couverture, principalement en empêchant la dispersion des propagules pathogènes par éclaboussures et/ou par le vent (Bottenberg *et al.*, 1997). Hartwig et Ammon (2002) rapportent dans une synthèse de quatre années d'essai, une diminution des maladies foliaires du maïs cultivé sur mulch d'une diversité d'espèce de couvert.

Les cultures de couverture peuvent empêcher l'établissement d'**herbivores** vivant dans le sol, tels que le doryphore de la pomme de terre en perturbant le comportement d'émergence et de migration. Hartwig et Ammon (2002) rapportent également des effets notoires sur la pyrale du maïs (*Ostrinia nubilalis*), le puceron (*Aphis fabae*), l'oscinie (*Oscinella frit*).

3.3.2.5. Agroforesterie

Périmètre de l'analyse et caractérisation du corpus

L'analyse présentée dans cette sous-section et en sous-section 3.3.3.4 repose sur un corpus de 70 références dont 11 travaux de synthèse (7 reviews et 2 méta-analyses). L'agroforesterie consiste à combiner, sur une même unité de gestion territoriale (paysage ou parcelle), de la végétation ligneuse (arbres ou arbustes) avec des cultures et/ou des animaux d'élevage, de façon simultanée ou alternée dans le temps (Beillouin *et al.*, 2021). Dans cette définition large de l'agroforesterie, ainsi que dans celle du dictionnaire d'agroécologie¹⁹ et dans celle donnée par la FAO²⁰, figurent plusieurs systèmes d'élevage (**systèmes sylvopastoraux ou agrosylvopastoraux**). Cette composante élevage ne rentrant pas dans le cadre de l'ESCO, ces systèmes ne seront pas traités dans la présente synthèse.

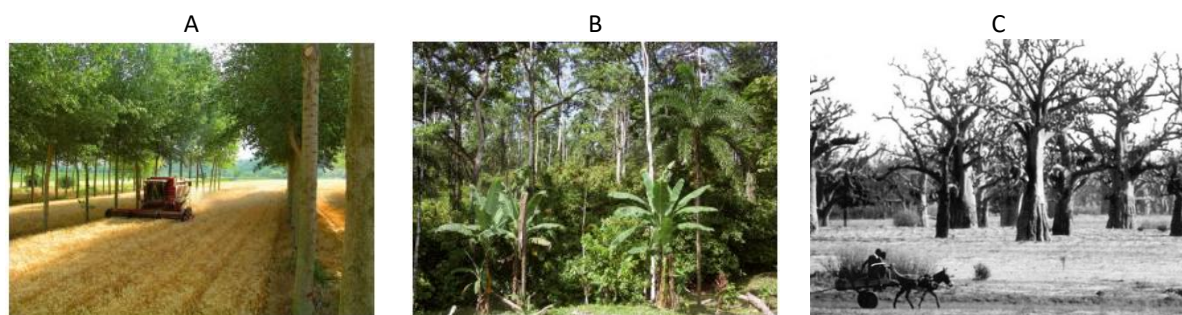
Le système agroforestier se décline sur **plusieurs échelles spatiales**, aux **échelles du paysage, inter-parcellaire et de la parcelle** (Tableau 3-8 et Figure 3-26). En effet, inclure des haies, des bosquets ou des rangées de ligneux au sein d'un paysage agricole permet de définir un **paysage agroforestier**. Ces paysages ainsi que les bordures de parcelles, sans forcément être qualifiés d'agroforestiers, sont traités dans la section 3.7. Les **systèmes de transfert de biomasse** (Rao *et al.*, 2000), dont le principe est de récupérer les chutes (feuilles ou rameaux) des arbres sur une parcelle forestière pour les utiliser comme engrais vert sur une parcelle agricole sont également des systèmes agroforestiers à l'échelle du paysage. Les échelles du paysage et inter-parcellaire ne seront pas traitées dans la présente synthèse.

¹⁹ <https://dicoagroecologie.fr/encyclopedie/agroforesterie/>

²⁰ <https://www.fao.org/3/i1861f/i1861f08.pdf>

Figure 3-26. Différents types de systèmes agroforestiers.

- A. Système agroforestier d'alley cropping en milieu tempéré (France) – association peuplier-blé (Photo C. Dupraz ; Malézieux *et al.*, 2009).
- B. Système d'agroforesterie complexe (agroforêt) en milieu tropical (Costa Rica) – grande diversité d'espèces dont cacao, banane, palmier et arbres ombrageants (Photo E. Malézieux ; Malézieux *et al.*, 2009).
- C. Système agroforestier de type parklands en milieu semi-aride (Sénégal) avec l'arbre *Adansonia digitata* (Photo R. Faidutti²¹)



A l'échelle de la parcelle, le système agroforestier se décline sur **deux organisations temporelles** (Rao *et al.*, 2000 ; Schroth *et al.*, 2000 ; Sileshi *et al.*, 2008 ; Malézieux *et al.*, 2009) ; une organisation continue, pour les **systèmes agroforestiers simultanés**, et une organisation discontinue, pour les **systèmes agroforestiers séquentiels**. Les systèmes agroforestiers séquentiels sont des jachères améliorées ou des rotations plus ou moins longues avec des arbres ou des arbustes. Les **systèmes d'abatti-brûlis** ou **d'abatti-mulch**²² figurent également parmi les systèmes séquentiels (Rao *et al.*, 2000).

Parmi les systèmes agroforestiers simultanés enfin, **on distingue plusieurs catégories de systèmes en fonction du nombre d'espèces associées et de la fonction réalisée par les arbres et les plantes associés** (service ou production) (Malézieux *et al.*, 2009). Ainsi environ 30% de la littérature du corpus (travaux de synthèse et études de cas) porte sur des systèmes **d'agroforesterie complexe**, associant plusieurs espèces d'arbres et/ou de plantes, éventuellement sur plusieurs (>2) strates (systèmes multi-strates) et éventuellement centrés sur une culture focale (e.g. *cocoa-based agroforests*). Ces systèmes hautement diversifiés peuvent accueillir jusqu'à une centaine d'espèces différentes (Schroth *et al.*, 2000), et sont retrouvés quasi-exclusivement en milieu tropical. Parmi les autres études, portant sur des associations de deux espèces, environ 25% portent sur des systèmes d'association d'un arbre de service (e.g. espèce ombrageante ou légumineuse) avec une culture (e.g. culture de blé sous des rangées de peupliers en France (Smits *et al.*, 2012)) ; 20% sur des systèmes d'association d'un arbre de service avec un arbre cultivé, en grande majorité caféiers et cacaoyers (e.g. plantation de café sous un arbre ombrageant (*Erythrina poeppigiana*) au Costa Rica (Varon *et al.*, 2007)) ; et 15% sur des associations d'un arbre cultivé avec une culture (e.g. système d'association chou et pommier en France (Imbert *et al.*, 2020)). Quelques rares études portent sur des associations d'un arbre cultivé avec une plante de service (système d'association pommier avec oeillet d'inde (*Tagetes patula*), *Ageratum* (*Ageratum houstonianum*) ou Cataire (*Nepeta cataria*) en Chine (Song *et al.*, 2020)) ; et sur des associations de deux espèces d'arbres cultivées (e.g. système d'association goyavier et citronnier dans un verger au Vietnam (Ichinose *et al.*, 2012)).

Il est également possible de **classer les systèmes agroforestiers en fonction de l'arrangement spatial des arbres**, en rang (e.g. *alley cropping*²³) ou clairsemés (e.g. *parklands*²⁴), ou en fonction de leur origine, entre arbres plantés ou issus d'une forêt naturelle. Les peuplement d'arbres des systèmes peuvent appartenir à la même espèce ou à des espèces différentes, avec des diversités intra- et interspécifiques plus ou moins importantes. Enfin les peuplements d'arbres agroforestiers peuvent avoir des âges différents (peuplement inéquienne) (Tscharntke *et al.*, 2011).

²¹ <https://www.fao.org/3/X3940E/X3940E02.htm>

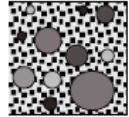
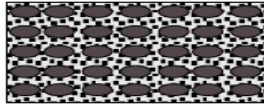
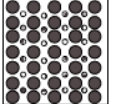



²² Systèmes dans lesquels les arbres (d'une jachère ou d'une forêt naturelle) sont abattus puis brûlés (abatti-brûli) ou broyés puis étalés sur la parcelle comme engrais-vert (abatti-mulch), principalement dans un objectif de fertilisation du sol.

²³ Système d'association entre des rangées d'arbres et des rangées de cultures annuelles.

²⁴ Système d'association d'arbres multi-services clairsemés avec des cultures annuelles, dans les milieux semi-arides principalement en Afrique sub-saharienne.

Tableau 3-8. Classification des différents types de systèmes agroforestiers étudiés dans le corpus.

Les cases grisées renvoient à des systèmes qui ne sont pas étudiés dans le cadre de l'ESCO, les cases en bleu, à des modes de diversification non abordés dans cette section, les cases en vert aux systèmes d'intérêt dans la présente synthèse (systèmes agroforestiers simultanés).

Echelle intra parcellaire								Echelle inter-parcellaire	Echelle paysage		
Système forestier	Système agroforestier							e.g. ESNs (Haie ou rangée de ligneux) en bordure de parcelle	e.g. ESNs (haies, forêts/bosquets dans le paysage)	Système de transfert de biomasse	
e.g. Taillis courtes et très courtes rotations	Simultané					Séquentiel					
	Agroforesterie complexe	Système en rang, ou clairsemé					e.g. Jachères améliorées (brousses de jachère, jachère forestière) sur des durées variables ainsi que cultures d'abattis brûlés et d'abattis mulch dans les zones humides.				
		Arbres de services		Arbres cultivés							
		x Cultures	x Arbres cultivés	x Cultures de service	x Cultures	x Arbres cultivés					
Référence de la classification (Review)	Rao <i>et al.</i> , 2000	Malézieux <i>et al.</i> , 2009; Sileshi <i>et al.</i> , 2008	Malézieux <i>et al.</i> , 2009; Sileshi <i>et al.</i> , 2008	Malézieux <i>et al.</i> , 2009; Sileshi <i>et al.</i> , 2008	Malézieux <i>et al.</i> , 2009; Sileshi <i>et al.</i> , 2008	Malézieux <i>et al.</i> , 2009; Sileshi <i>et al.</i> , 2008		Malézieux <i>et al.</i> , 2009; Sileshi <i>et al.</i> , 2008	Rao <i>et al.</i> , 2000 ; Schroth <i>et al.</i> , 2000 ; Sileshi <i>et al.</i> , 2008	Rao <i>et al.</i> , 2000 ; Schroth <i>et al.</i> , 2000	Rao <i>et al.</i> , 2000
Illustration											
Exemple	agroforêts, jardins créoles	Arbre légumineux et maïs	Arbre ombrageant et caféier	Citronnier et culture de couverture	Cocotier et riz	Cocotier et Cacaoyer					

Illustrations issues de Malézieux *et al.* (2009) et de Boinot *et al.* (2020)

Les systèmes agroforestiers présentés dans le corpus couvrent une grande diversité de contextes climatiques et géographiques. Parmi les contextes climatiques étudiés, on peut distinguer trois grands types de milieu. Les **milieux tropicaux**, en Amérique du Sud (Costa Rica, Brésil, Pérou, Colombie, Bolivie) en Afrique (Ouganda, Cameroun, Ghana, Côte d'Ivoire) en Asie du Sud-Est (Vietnam, Malaisie), et dans les DROM (Guadeloupe) comprennent la majorité (**70%**) des études du corpus. Les **milieux tempérés**, en Europe (France, Angleterre, Roumanie), en Amérique du Nord (Etats-Unis) et en Asie (Chine) représentent **20%** des études du corpus. Enfin, les **milieux semi-arides**, en Afrique (Kenya, Tanzanie, Nigéria) et en Asie (Inde du Nord) sont les moins représentés avec seulement **5%** des études du corpus.

La catégorie de bioagresseur la plus étudiée dans le corpus est celle des **insectes**, traités dans la grande majorité des reviews ainsi que dans 40 études du corpus. La littérature est également assez abondante sur les **ennemis naturels**, avec 30 études au sein du corpus. Les **agents pathogènes** (champignons et bactéries) sont également bien traités dans les reviews, et représentent 12 articles du corpus. Les **adventices** et les plantes parasites sont traités dans plusieurs reviews ainsi que dans une des deux méta-analyses du corpus, mais ne représentent que 9 études du corpus. Enfin, deux études traitent des **nématodes**, qui sont absents des deux méta-analyses, et une étude traite des gastéropodes (limaces) évoqués également dans la méta-analyse de Staton *et al.* (2019). Les autres types de ravageurs (oiseaux et rongeurs) sont évoqués dans les reviews et dans plusieurs études du corpus, mais ne font l'objet principal d'aucune étude.

Accessibilité/continuité de l'habitat

Fragmentation spatiale de l'habitat

Les arbres peuvent constituer une barrière mécanique/physique (Ogol *et al.*, 1999), ou posséder des propriétés morphologiques (Rao *et al.*, 2000) diminuant l'accessibilité des cultures aux bioagresseurs : c'est l'**effet barrière**. L'ampleur de cet effet barrière dépend des **propriétés structurelles du système agroforestier** considéré (hauteur et morphologie des arbres, densité, orientation des rangs par rapport aux mouvements du soleil ou du vent, degré de couverture du sol nu) ainsi que des **traits de dispersion du BIOAG** considéré. Sont particulièrement visés les BIOAG à **mode de dispersion passif** (par le vent, par la pluie ou de proche en proche dans le sol), à **faibles capacités de dispersion** (faible nombre de propagules et/ou faible distance parcourue par les propagules pour les pathogènes ou faible capacité de vol (hauteur et distance) pour les insectes), ou ayant un **comportement de dispersion** reposant sur des signaux visuels masqués par la canopée.

En effet, les rangées d'arbres peuvent perturber la **dispersion active** de certains **insectes** (Mossu, 1990). Cet effet a été observé par exemple par Ackermann *et al.* (1998, cit. in Rao *et al.*, 2000) dans un système d'Acajou *Swietenia macrophylla* planté sous ombrage *Inga Edulis*, dans lequel la canopée limite et ralentit l'accession de la foreuse *Hypsipyla grandella* aux sites d'oviposition, limitant ainsi le nombre d'attaques par le bioagresseur ; Ainsi que par Ogol *et al.* (1999), dans un système d'*alley cropping* Leucaena et maïs, constatant un effet barrière des rangées d'arbres sur la dispersion des larves de foreuses du maïs (*Chilo partellus*, *C. orichalcociliellus* et *Sesamia calamiostis*) conduisant à une moindre infestation et à de meilleurs rendements. A l'inverse la canopée peut également constituer une base d'atterrissage et les rangées d'arbres des **refuges** pour certains insectes bioagresseurs (Fazolin et Estrela, 1999, cit. in Schroth *et al.*, 2000 ; Imbert *et al.*, 2020). L'accumulation des populations d'insectes bioagresseurs sur ou en bordure de parcelle est liée au vent et peut être favorisée par une forte densité d'arbre ou une forte densité des rangées d'arbres (Epila, 1986 ; Ratnadass *et al.*, 2012). Des effets similaires ont été observés sur des populations d'ennemis naturels (*cf. infra*).

Les rangées d'arbres, par un **effet coupe-vent**, perturbent la **dispersion passive** de certains **pathogènes** ce qui peut limiter l'infestation de la parcelle. Cet effet perd rapidement en efficacité pour des pathogènes produisant un grand nombre de propagules, et avec la distance que ces propagules sont en capacité de parcourir, mais peut contribuer à retarder la contamination de la parcelle (Schroth *et al.*, 2000). De plus Les arbres modifient la distribution des gouttes de pluie sur la parcelle (Schroth *et al.*, 1999, cit. in Schroth *et al.*, 2000), ce qui peut affecter la propagation des BIOAG par la pluie (**splash-dispersal**). L'interception des gouttes de pluie par les feuilles des arbres peut réduire le nombre d'éclaboussures au sol (Evans 1998, cit. in Schroth *et al.*, 2000), mais de larges feuilles, en retenant les gouttes, peuvent également augmenter l'ampleur des éclaboussures (Beer *et al.*, 1997). Le mulch tapissant le sol de certains systèmes au contraire tend à limiter l'ampleur des éclaboussures (Mills *et al.*, 2002, cit. in Ratnadass *et al.*, 2012).

En ce qui concerne les bioagresseurs du sol, Koech et Whitbread (2006, cit. in Pumarino *et al.*, 2015) ont fait l'hypothèse que le mulch pourrait servir de barrière physique à la dispersion de certains champignons dans l'air depuis le sol. De plus, à Taiwan dans un système d'association niébé-tomate, Michel *et al.* (1997, cit. in Ratnadass *et al.*, 2012) ont suggéré que les racines du niébé (*Vigna unguiculata*) ont un effet barrière à la propagation de la bactérie tellurique *Pseudomonas solanacearum* responsable du flétrissement de la tomate (Ratnadass *et al.*, 2012).

Continuité spatiale de l'habitat

Vis-à-vis de la régulation des bioagresseurs, le pendant de la fragmentation spatiale de l'habitat décrite ci-dessus est la continuité spatiale de l'habitat pour certains bioagresseurs. L'introduction d'arbres peut entraîner une continuité spatiale de l'habitat, dans le cas où il est un hôte alternatif du bioagresseur (*cf. infra*), mais également lorsque les rangées d'arbres servent de **refuge ou de réservoir** lors du cycle biologique du bioagresseur (**effet refuge**). Cet effet réservoir a été investigué récemment pour les adventices sous les rangées d'arbres dans un système agroforestier avec des céréales d'hiver en France (Boinot *et al.*, 2019). En utilisant une approche fonctionnelle, les auteurs montrent que très peu d'espèces d'adventices sont en fait en capacité de disperser depuis la rangée d'arbres vers la parcelle, hormis certaines espèces pérennes produisant des stolons ou des rhizomes. A l'inverse, l'effet refuge pour les ravageurs (mammifères et oiseaux) semble important, comme en témoigne la grande majorité des études du corpus (Zakra *et al.*, 1986 ; Lal, 1989 ; Fernandes *et al.*, 1993 ; Schroth *et al.*, 1995b ; Schroth *et al.*, 1995c ; Fitzgibbon *et al.*, 1997) cit. in (Schroth *et al.*, 2000) ; (Riedel *et al.*, 2019), rapportant une augmentation de l'abondance des ravageurs en présence d'arbres, ainsi qu'une augmentation de la consommation des graines au sol jusqu'à nécessité parfois d'une reconduction du semis (Lal, 1989, cit. in Schroth *et al.*, 2000), et de la consommation des graines sur les plantes matures.

(Dis)continuité temporelle de l'habitat

En reposant sur les mêmes mécanismes que les rotations (voir section 3.5), les systèmes agroforestiers séquentiels décrits succinctement en introduction jouent sur une discontinuité temporelle de l'habitat pour la régulation des bioagresseurs. Ces jachères améliorées, analysées par Pumarino *et al.* (2015), ont montré des résultats très positifs sur le contrôle des adventices (Ekeleme *et al.*, 2004, 2005 ; Sileshi *et al.*, 2006) cit. in (Pumarino *et al.*, 2015), ainsi que des plantes parasites (*Striga hermontica* ou *Striga asiatica*) (Gacheru et Rao 2005, Kiwia *et al.*, 2009, Matata *et al.*, 2011, Reda *et al.*, 2005, Sjögren *et al.*, 2010) cit. in (Pumarino *et al.*, 2015), des insectes du sol (Sileshi et Mafongoya 2003, 2006a, Sileshi *et al.*, 2005) cit. in (Pumarino *et al.*, 2015) et des nématodes (Desaeger et Rao 2000, cit. in Rao *et al.*, 2000) ; (Kandji *et al.*, 2002, cit. in Pumarino *et al.*, 2015) dans des systèmes agroforestiers séquentiels des régions semi-arides en Afrique (Zambie (Est), Nigeria (Nord), Kenya, Ethiopie (Est) et Tanzanie).

L'objectif des systèmes agroforestiers simultanés est celui d'une plus grande stabilité du système en limitant les perturbations et les discontinuités temporelles classiquement retrouvées dans les systèmes agricoles (rotations et travail du sol en particulier) (Schroth *et al.*, 2000). Un revers à cela est que certains systèmes agroforestiers engendrent une continuité temporelle de l'habitat qui s'avère favorable aux bioagresseurs. Dans des vignes en Californie, Almeida *et al.* (2005, cit. in Ratnadass *et al.*, 2012) constatent une augmentation de l'incidence de la maladie de Pierce causé par la bactérie *Xylella fastidiosa* vectée par la cicadelle *Homalodisca coagulata*, qui passe l'hiver et se reproduit dans les vergers de citronniers voisins. De même, Szeoke et Takacs (1984, cit. in Rao *et al.*, 2000) observent une augmentation des dommages causés par la foreuse *Etiella zinckelia* sur le pois en présence d'Acacia, et suggèrent que l'arbre sert d'hôte alternatif à la foreuse en inter-saison, lorsque le pois est absent des champs.

De plus, la diminution des perturbations, et en particulier du travail du sol sous les rangées d'arbres dans les systèmes en milieu tempéré peut contribuer à augmenter les populations de gastéropodes (limaces) comme observés par (Staton *et al.*, 2019 ; Griffiths *et al.*, 1998), bien qu'il y ait encore peu d'études sur le sujet (Staton *et al.*, 2019).

Qualité de l'habitat

Hétérogénéité spatiale de la qualité de l'habitat, via l'alternance hôte/non-hôte

La **diversité inter- et intraspécifique** au sein des systèmes agroforestiers, entraînant une alternance entre espèces hôtes et non-hôtes peut limiter la **dispersion passive** de certains pathogènes ainsi que perturber les **comportements de reproduction et de recherche alimentaire des insectes** (vecteurs ou herbivores) en

masquant les signaux visuels et olfactifs de la plante cible (**effet dilution**). La diversité en tant que telle n'est cependant pas une garantie d'un effet dilution, qui est également modulé par des variables du système comme la densité, le ratio hôte/non-hôte ou l'arrangement spatial des espèces, ainsi que positivement corrélé au **degré de spécialisation** du bioagresseur vis-à-vis de la **culture comme habitat ou comme taxon**. En effet, La capacité du bioagresseur à attaquer à la fois l'arbre et la culture, c'est-à-dire à utiliser l'arbre comme hôte alternatif introduit le risque d'un effet inverse **de concentration**, risque qui peut être augmenté par la **proximité taxonomique** entre les espèces associées, et par la largeur de la **gamme d'hôtes du bioagresseur** considéré (bioagresseurs **généralistes** ou à **cycle de vie complexe** présentant plusieurs **stades de développement** avec des degrés de spécialisation distincts). L'importation d'**essences** ou de **bioagresseurs exotiques**, ainsi que **l'intensification des systèmes agroforestiers** sont également des facteurs pouvant jouer sur le sens et l'ampleur de l'effet dilution/concentration.

La diversité des espèces au sein des systèmes agroforestiers varie grandement, allant de deux espèces, dans le cas d'une plantation de café (*Coffea sp.*) sous ombrage (e.g., *Erythrina sp.* ou *Inga sp.*) avec suppression de la végétation spontanée (Beer *et al.*, 1997), à plusieurs centaines pour certains systèmes d'agroforesterie complexe (Power et Flecker 1996, cit. in Schroth *et al.*, 2000). A cette diversité d'espèces s'ajoute éventuellement une diversité intraspécifique des peuplements d'arbre, d'intérêt lorsque les génotypes considérés présentent des susceptibilités différentes aux bioagresseurs (Schroth *et al.*, 2000) (cf. section 3.2).

A la diversité au sein des systèmes agroforestiers est associée une diminution de la densité des plantes hôtes, qui réduit la probabilité et la vitesse de propagation des bioagresseurs à dispersion passive (Burdon et Chivers 1982, cit. in Schroth *et al.*, 2000). De plus, la présence d'espèces non-hôtes dans les systèmes agroforestiers diminue la visibilité (signaux visuels ou olfactifs) des plantes hôtes, ce qui perturbe le comportement de recherche alimentaire des herbivores (Ratnadass *et al.*, 2012). Ainsi, il a été observé que le nombre de pucerons diminue avec le nombre d'espèces dans les systèmes agroforestiers (Ratnadass *et al.*, 2012, Sileshi *et al.*, 2008). De même, dans une étude portant sur un système agroforestier de maïs (*Zea mays*) associé à *Leucaena* (*Leucaena leucocephala*) au Kenya, Ogot *et al.* (1999) ont montré que la présence de l'arbre et d'adventices diminue la capacité de la foreuse du maïs (*Chilo spp.*) à repérer son hôte, conduisant à des dégâts moins importants sur les cultures et des rendements supérieurs dans le système agroforestier par rapport à la monoculture de maïs, alors même que le nombre de plant de maïs était de 25% inférieur. Pour les virus transmis par des insectes herbivores vecteurs, un impact positif de l'effet dilution sur leur propagation a été observé (Power et Flecker 2008, cit. in Ratnadass *et al.*, 2012), même si les résultats s'avèrent équivoques (Burdon et Chivers 1982, cit. in Schroth *et al.*, 2000) ; (Banks 1998, cit. in Ratnadass *et al.*, 2012). Dans une étude sur le verdissement des agrumes causé par la bactérie *Candidatus Liberibacter asiaticus* vectée par le psylle *Diaphorina citri*, Ichinose *et al.* (2012) constatent l'inefficacité de l'effet dilution sur la propagation de la maladie dans une association de citronniers (*Citrus Nobilis*) avec des goyaviers (*Psidium guajava*) au Vietnam, alors même que les dégâts causés par le psylle en tant qu'herbivore sont minimes. En effet, la transmission de la maladie à l'arbre peut être très rapide (environ une heure pour le verdissement des agrumes (Ichinose *et al.*, 2012)) et assurée par un seul individu, alors que l'élaboration des dégâts (déformation des jeunes rameaux) par les piqûres alimentaires implique un grand nombre d'individus sur une période de temps plus longue. Le niveau de contrôle requis pour les populations de vecteurs peut donc être plus important que le niveau de contrôle requis pour les populations d'herbivores, ce qui pourrait expliquer en partie une efficacité moins grande et moins systématique de l'effet dilution sur les maladies vectées.

L'alternance entre espèces hôtes et non-hôtes à la base de l'effet dilution, dépend du bioagresseur considéré et en particulier de son **degré de spécialisation** vis-à-vis de la **culture comme habitat**, ou de la **culture comme taxon**. L'utilisation de l'arbre comme hôte alternatif par le bioagresseur peut conduire à une abondance plus grande, et donc à plus d'attaques sur la culture. Dans une étude sur un système de cacao (*Theobroma cacao*) sous ombrage (*Leucaena leucocephala*) en Papouasie Nouvelle-Guinée, Room et Smith (1975, cit. in Ratnadass *et al.*, 2012) ont constaté plus d'attaques par des larves de lépidoptères, parce qu'elles étaient en capacité d'utiliser l'arbre comme hôte alternatif (Ratnadass *et al.*, 2012). De nombreux exemples de bioagresseurs à large gamme d'hôtes, dont des insectes, des virus, des champignons et des nématodes, ont été observés attaquant à la fois des arbres et des cultures (Gope, 1985 ; Ghosh *et al.*, 1986 ; Yudin *et al.*, 1986 ; Arce *et al.*, 1987 ; Opondo-Mbai, 1995) cit. in (Rao *et al.*, 2000) et sont répertoriés dans (Schroth *et al.*, 2000 – Tables 1 et 2)

La **proximité taxonomique** entre les espèces en association peut favoriser le partage des mêmes bioagresseurs en raison de traits morphologiques ou biologiques proches, mais il existe de nombreux exemples de plantes taxonomiquement éloignées partageant les mêmes bioagresseurs (Singh Rathore 1995, cit. in Schroth *et al.*, 2000 – Table 2). Le choix d'une espèce d'arbre non-hôte pour le ou les bioagresseurs principaux de la culture dans la

zone biogéographique considérée est donc primordial dans la définition de l'association (Rao *et al.*, 2000 ; Schroth *et al.*, 2000).

La **spécialisation** du bioagresseur vis-à-vis de la culture ou des arbres peut varier en fonction du stade de développement pour les bioagresseurs à **cycle de vie complexe**. Dans des systèmes semi-arides au nord l'Inde par exemple, alors que des larves de scarabéidés se nourrissent sur des cultures annuelles, les adultes se nourrissent sur plusieurs espèces d'arbres (*Prosopis cineraria*, *Azadirachta indica*, *Zizyphus spp*) (Singh *et al.*, 1989, cit. in Schroth *et al.*, 2000).

L'utilisation **d'essences exotiques** peut également être un facteur aggravant les dégâts causés par un bioagresseur dans un système agroforestier. Des espèces exotiques peuvent succomber sous les attaques d'un bioagresseur endémique, ou un bioagresseur exotique poser des problèmes majeurs sur des espèces endémiques dans son nouvel habitat (Rao *et al.*, 2000). L'exemple emblématique est celui du psylle du *Leucaena* (*Heteropsylla cubana*) qui n'est pas un bioagresseur majeur dans son milieu d'origine d'Amérique centrale, mais qui a causé de lourds dégâts sur les *Leucaenas* importés en Asie du sud et du sud-est dans les années 80, puis en Afrique de l'Est et du Sud dans les années 90 (Rao *et al.*, 2000 ; Schroth *et al.*, 2000). Dans cet exemple particulier, la faible diversité intraspécifique des *Leucaenas* importés a été avancée comme une des causes du problème (Rao *et al.*, 2000). D'autres exemples sont rapportés dans la littérature, comme celui d'*Eucalyptus camaldulensis* importé d'Australie au Zimbabwe et dévasté par les termites (Mitchell 1989, cit. in Ratnadass *et al.*, 2012). Une autre explication à la susceptibilité de certaines espèces exotiques au bioagresseur hors de leur milieu d'origine est celle d'une perturbation des équilibres tri-trophiques (arbre- bioagresseur-enemi naturel), garantis par la biodiversité associée à l'arbre dans son milieu d'origine, et qui n'est pas importée dans son nouveau milieu (*cf. infra*).

La **durabilité de l'effet dilution** dans les systèmes agroforestiers est assez peu abordée dans la littérature. Si les arbres des systèmes agroforestiers sont généralement moins sujets aux attaques de bioagresseurs, c'est en partie dû à leur tolérance plus élevée, et à leur degré plus faible de domestication. Il se pourrait, à l'instar des plantes cultivées, que leur tolérance actuelle s'érode au cours de leur sélection génétique, ou du fait d'une intensification de leur utilisation entraînant une évolution des bioagresseurs (Rao *et al.*, 2000). Ainsi, il existe plusieurs exemples d'apparition d'attaques jusqu'alors inexistantes, comme les attaques du grevillage (*grevillea robusta*) sur les hauts plateaux du Kenya par la foreuse *Apate sp.* cent ans après son introduction en Afrique (Rao *et al.*, 2000), de l'arbre endémique *Sesbania Sesban* par les coléoptères *Mesoplatys ochroptera* et *Exosoma sp.* en Afrique de l'Est et du Sud (Sileshi *et al.*, 2006), ou encore de l'arbre multi-service *Prosopis cineraria* dans les systèmes semi-arides du Rajasthan en Inde (Singh *et al.*, 1998, cit. in Rao *et al.*, 2000).

Modification de la qualité de l'habitat, via des interactions directes entre arbres et bioagresseurs

Par les mêmes mécanismes que ceux présentés pour les associations de culture ou les plantes compagnes (*cf. supra*), les arbres au sein des systèmes agroforestiers peuvent, en plus de contribuer à un effet dilution « passif », avoir des **effets stimulo-dissuasifs** « actifs » sur les bioagresseurs (Rizvi *et al.*, 1999, cit. in Kohli *et al.*, 2007), principalement *via* l'émission d'exsudats racinaires ou de composés volatiles (**allélopathie**), ou de composés issus de la décomposition du mulch (**biofumigation**). Ces effets sont **très spécifiques** aux espèces d'arbres et de bioagresseurs considérées, et impactent la **répartition du bioagresseur** sur la parcelle, **son développement** ou **sa démographie**.

La **stratégie « pull »** (ou trap cropping), correspondant à l'attraction d'un bioagresseur par l'arbre pour le détourner de la culture n'est pas privilégiée dans les systèmes agroforestiers, puisqu'il est préférable que l'arbre ne soit pas un hôte du bioagresseur (*cf. supra*). Cependant, quelques exemples d'utilisation avec succès de cette stratégie existent dans la littérature. Au Sri Lanka, dans un système d'association de théiers (*Camellia sinensis*) sous ombrage (*Gliricidia Sepium*), Sivapalan *et al.* (1977, cit. in Schroth *et al.*, 2000) ont observé que les souches pourries de *G. sepium* constituaient un hôte de diversion pour les termites (*Glyptotermes dilatatus*), réduisant la colonisation des théiers. A l'échelle inter-parcellaire au Brésil, Nascimento *et al.* (1986, cit. in Schroth *et al.*, 2000) ont encouragé la plantation de l'arbre *Cordia verbenacea* à proximité des vergers de citronniers (*Citrus nobilis*) afin d'attirer un bioagresseur insecte (*Cratosomus flavofasciatus*) hors du verger.

La **stratégie « push »** ou dissuasive, correspondant à la répulsion d'un bioagresseur par l'arbre pour l'éloigner de la culture, est plus courante dans la littérature, en particulier pour la gestion des nématodes et des adventices. Ratnadass *et al.* (2012) rapportent que l'arbre *Cassia spectabilis* produit des exsudats racinaires nématotoxiques qui affectent le développement larvaire des nématodes. De même Banful *et al.* (2000) dans une plantation de banane plantain au Ghana préconisent l'association avec *Flemingia macrophylla* plutôt qu'avec *Leucaena*

Leucocephala parce que *F. macrophylla* repousse les nématodes *via* la production d'exsudats racinaires toxiques, ainsi que par la décomposition de son mulch, qui contient lui aussi des composés nématotoxiques et qui favorisent le développement d'antagonistes microbiens des nématodes (*cf. infra*). L'allélopathie peut également jouer un rôle dans le contrôle des adventices (Singh *et al.*, 2003), en régulant la germination et la croissance de certaines adventices (Lodhi et Rice, 1971; Rizvi *et al.*, 1980; Alsaadawi *et al.*, 1985; Mohanty *et al.*, 1994; Babu *et al.*, 1996; Kohli *et al.*, 1998b) cit. in (Singh *et al.*, 2003), ou *via* l'émission de composés herbicides (e.g. mimosine ou cinmethyline) (Singh *et al.*, 2003 ; Jose *et al.*, 2004)

Modification de la qualité de l'habitat, via une modification du microclimat

L'effet le plus documenté de l'agroforesterie sur la régulation naturelle des bioagresseurs est celui du microclimat dû à l'ombrage prodigué par les arbres. Si dans certains cas, l'ombrage est favorable à la production, il est dans la majorité des cas, en particulier pour les plantes annuelles, une conséquence défavorable et inévitable de l'association avec des arbres (Tscharntke *et al.*, 2011). Par plusieurs mécanismes, visant principalement un **décalage** du système de culture **hors de la niche écologique du bioagresseur** (pathogènes, insectes, adventices), une **perturbation des comportements** de recherche alimentaire ou de reproduction (insectes), ou une **modification de la composition des communautés** (arthropodes et adventices), l'ombrage peut contribuer grandement à la régulation naturelle des populations de bioagresseur. Chaque mécanisme pouvant avoir des effets positifs, négatifs ou neutres sur chaque bioagresseur (Sileshi *et al.*, 1997, cit. in Kohli *et al.*, 2007), l'impact global de l'ombrage sur le contrôle des bioagresseurs peut cependant être difficile à prévoir.

La **diminution de l'accès à la lumière** peut réduire le développement, ou modifier la composition de la communauté d'adventices. Dans une étude sur un système d'association Maïs (*Zea Mays*) et *Leucaena* (*Leucaena leucocephala*) au Kenya, Jama *et al.* (1991) observent une réduction de 90% de la biomasse d'adventices du fait de l'ombrage conduisant à une augmentation des rendements du maïs. De même, dans une étude sur le contrôle de l'adventice *Imperata brasiliensis* au Pérou, Lojka *et al.* (2011), en utilisant un ombrage artificiel, rapportent que l'effet isolé de l'ombrage est plus efficace que les traitements herbicides ou mécaniques (réduction de la biomasse aérienne respectivement de 94,67 et 53% et de la biomasse sous-terrainne de 76, 65 et 58% après un an). Au Nigeria, Anoka *et al.* (1991, cit. in Philpott et Armbrrecht, 2006) rapportent également un effet positif de l'ombrage prodigué par *Gliricidia Sepium* et *Leucaena leucocephala* sur le contrôle de l'adventice *Imperata cylindrica*, ainsi qu'un glissement de la composition de la communauté d'adventices sous ombrage, d'*I. cylindrica* vers d'autres adventices (*Rottboellia*, *Hippocratea*, *Chromolaena*, *Talinum*, et *Euclasta*). La diminution de l'accès à la lumière se traduit également en une **réduction des rayons UV**, qui peut réduire la sporulation de certains champignons, mais également protéger certains pathogènes de radiations UV létales (Kranz, 1974; Aylor, 1990) cit. in (Schroth *et al.*, 2000).

La diminution de l'aération dans les systèmes agroforestiers modifie également le microclimat (humidité et température) de la parcelle, ce qui peut favoriser le développement de certains champignons (Schroth *et al.*, 2000) (voir *infra*).

L'**augmentation de l'humidité atmosphérique** contribue en effet à maintenir la surface des plantes humide ce qui peut être favorable au développement des pathogènes aériens, mais permet également d'augmenter l'efficacité des champignons entomopathogéniques. Chez plusieurs espèces de champignons, une humidité élevée déclenche la sporulation, et favorise la germination des spores (Ramachandran *et al.*, 1998, cit. in Schroth *et al.*, 2000). Le mulch au sol peut contribuer à une **augmentation de l'humidité du sol** (Banful *et al.*, 2000), qui peut être favorable au développement des pathogènes telluriques. Dans certains cas en revanche, le mulch au sol peut réduire l'évaporation, ce qui réduit l'humidité relative au sol et peut contribuer à limiter le développement de certains pathogènes (Scopel *et al.*, 2004, cit. in Ratnadass *et al.*, 2012).

La **réduction de la température** sous ombrage a des effets ambivalents, et sur le comportement des insectes et de leurs ennemis naturels, et sur les pathogènes. La **réduction des fluctuations de température**, peut réduire la formation de la rosée et donc le développement de certains pathogènes. Ce mécanisme a été avancé par Fagan (1987, cit. in Schroth *et al.*, 2000), pour expliquer la réduction de l'incidence de la tache des feuilles (*Drechslera incurvata*) sur trois variétés de cocotiers, ainsi que par Cordeiro *et al.* (1998, cit. in Schroth *et al.*, 2000) pour expliquer la réduction de l'incidence de la cercosporiose noire (*Mycosphaerella fijiensis*) sur le bananier.

Enfin, l'ombrage peut **modifier les comportements de recherche alimentaire et de reproduction** de certains insectes (Risch, 1981; Yang *et al.*, 1988), cit. in (Rao *et al.*, 2000) ainsi que modifier la composition des communautés d'arthropodes (Perfecto et Vandermeer 1996; Greenberg *et al.*, 2000) cit. in (Philpott et Armbrrecht, 2006).

Il est à noter que le vent peut également causer des blessures sur les arbres et les cultures, servant de point d'entrée/d'attaques à différents bioagresseurs (en particulier pathogènes). En protégeant du vent, les arbres protègent des blessures en cas de vents violents (Beer *et al.*, 1997), mais peuvent également y contribuer *via* la chute de branches ou de fruits, comme observé par Lass (1985, cit. in Schroth *et al.*, 2000) dans des plantations de cacao sous cocotier et arbre ombrageant en Malaisie, augmentant l'incidence du « *thread blight* » causé par les champignons *Pellicularia koleroga* et *Marasmius spp.*

Interactions entre plantes cultivées et arbres

Arbres et plantes cultivées au sein d'un système agroforestier peuvent interagir de façon **directes** *via* l'émission d'exsudats racinaires ou de composés volatiles (**allélopathie**), ou *via* l'émission de composés issus de la décomposition du mulch (**biofumigation**) (Rizvi *et al.*, 1999, cit. in Singh *et al.*, 2003). Ainsi, certaines espèces d'arbres peuvent inhiber la croissance des plantes (Bhatt *et al.*, 1997, cit. in Rao *et al.*, 2000), ce qui peut avoir un effet indirect sur leur capacité à éviter (**résistance**) ou à compenser (**tolérance**) les dégâts causés par les attaques de bioagresseurs.

Les interactions entre arbres et plantes cultivées sont cependant **principalement indirectes**, et consistent en des relations de **mutualisme ou de compétition pour les ressources** (lumière, eau et nutriments). En effet, l'association avec des arbres peut avoir des effets négatifs et positifs sur la nutrition des plantes (Schroth *et al.*, 2000). Si le mulch peut limiter l'évaporation, et contribuer à réduire les risques de stress hydrique, particulièrement dans les milieux semi-arides (Scopel *et al.*, 2004, cit. in Ratnadass *et al.*, 2012), la compétition pour la ressource en eau reste la principale interaction entre arbres et plantes cultivées (Malézieux *et al.*, 2009). La fertilisation des sols, principalement en azote (arbres légumineux, e.g. *Gliricidia Sepium*) ou en potassium (Schroth *et al.*, 1995b, cit. in Schroth *et al.*, 2000), *via* la décomposition du mulch contribue au contraire à améliorer la nutrition des plantes, et peut constituer l'objectif principal de l'association agroforestière, en particulier pour des systèmes de culture sans apports minéraux sur des sols pauvres en nutriments (Schroth *et al.*, 2000). La décomposition du mulch libérant des minéraux ne se traduit cependant pas nécessairement en une meilleure nutrition des plantes. Son effet sur la nutrition des plantes est en effet modulé par la vitesse de décomposition, et par le timing des besoins des plantes en nutriments (Walters et Bingham 2007, cit. in Ratnadass *et al.*, 2012). Ainsi, le mulch de *Leucaena Leucocephala* se dégradant rapidement (Banful *et al.*, 2000 ; Young 1997, cit. in Kohli *et al.*, 2007), une faible fraction des minéraux issus de sa décomposition peut être absorbée par les plantes (Mulongoy and Merckx (1993)). A l'inverse le mulch de *Flemingia macrophylla* se dégradant plus lentement, il a été préconisé par Banful *et al.* (2000) pour améliorer la nutrition des bananes plantains dans une plantation agroforestière au Ghana.

Les effets de la nutrition des plantes sur les bioagresseurs sont assez peu documentées, mais dépendent **des traits de développement et de nutrition** du bioagresseur considéré. Ainsi, une bonne nutrition peut favoriser la résistance de la plante vis-à-vis de bioagresseurs se nourrissant de tissus sénescents (saprotrophes) mais diminuer au contraire la résistance de la plante vis-à-vis des bioagresseurs se nourrissant de tissus sains (biotrophes) (Ratnadass *et al.*, 2012). Pour les pathogènes, une forte disponibilité en azote favorise les holoparasites (Schroth *et al.*, 2000, Sileshi *et al.*, 2008), alors qu'elle diminue les infections par les parasites facultatifs. Enfin, une forte disponibilité en nutriments peut favoriser l'accumulation d'inhibiteurs à la digestion des protéines dans les vacuoles des cellules de la plante, ce qui défavorise les insectes broyeurs qui les consomment, mais favorise les insectes suceurs qui consomment la sève (Mattson 1980; Letourneau *et al.*, 1996) cit. in (Ratnadass *et al.*, 2012).

Une meilleure nutrition des plantes peut favoriser leur **résistance et leur tolérance** au bioagresseur, comme rapporté par une étude de Mobambo *et al.* (1994, cit. in Schroth *et al.*, 2000) sur plusieurs fermes au Nigeria, faisant état d'une meilleure résistance des bananes plantain à la cercosporiose noire sur les sols fertiles et dans les jardins créoles fertilisés, et recommandant la fertilisation comme outil de contrôle de la maladie. A l'inverse, des carences en minéraux ou en eau peuvent diminuer la résistance des plantes, comme constaté par exemple par Sileshi *et al.* (2008) pour des attaques de termites sur le maïs.

Les disponibilités, et l'équilibre entre les différentes ressources en particulier en azote et en carbone peuvent modifier la **physiologie de la plante**, et avoir des répercussions sur les attaques par les bioagresseurs. Ainsi, une meilleure nutrition entraînant une vigueur plus élevée des plantes pourrait stimuler les performances de certains bioagresseurs (« *Plant vigor hypothesis* » (Price, 1991, Speight 1999) cit. in (Sileshi *et al.*, 2008)). De plus, une carence nutritive peut chez certaines plantes induire une augmentation de la quantité d'acides aminés dans les tissus, et stimuler les attaques par les bioagresseurs (« *Plant stress hypothesis* » (White 1984, cit. in Sileshi *et al.*,

2008)). Un ratio C/N élevé enfin peut favoriser les voies métaboliques de la synthèse de composés carbonés de défense (e.g. tanins et terpènes), ce qui diminue les attaques (« *Carbon-nutrient hypothesis* » (Bryant *et al.*, 1983, cit in Sileshi *et al.*, 2008 ; Ratnadass *et al.*, 2012)). Hormis dans le cas d'un excès d'azote apporté par le mulch de *Gliricidia Sepium* dans un système d'alley cropping avec du riz aux Philippines (MacLean *et al.*, 1992), causant une augmentation de l'incidence de la pyriculariose du riz (*Pyricularia oryzae*), ces hypothèses concernent principalement les systèmes de culture avec des apports minéraux. Les apports en azote *via* la biomasse du mulch dans les systèmes agroforestiers sont très généralement trop faibles pour avoir des répercussions significatives sur les attaques de bioagresseurs (Schroth *et al.*, 2000 ; Ratnadass *et al.*, 2012).

Après l'azote, le potassium a généralement un effet positif sur la résistance des plantes aux champignons et aux bactéries. Marschner *et al.* (1995, cit. in Sileshi *et al.*, 2008) et Muraleedharan et Chen (1997, cit. in Schroth *et al.*, 2000) ont également observé un effet positif sur les foreuses et les nématodes dans les plantations de thé. Des effets positifs du phosphore sur la vigueur et la résistance des plantes ont été observés, mais les systèmes agroforestiers ne sont pas à même de fournir des ressources suffisantes (Schroth *et al.*, 1995b, cit. in Schroth *et al.*, 2000). Des effets positifs de la disponibilité en Silicium (Kvedaras *et al.*, 2007, cit. in Ratnadass *et al.*, 2012) et en Manganèse (Dordas *et al.*, 2008, cit. in Ratnadass *et al.*, 2012) sur la résistance des plantes aux insectes et aux pathogènes sont également rapportés par Ratnadass *et al.* (2012).

Interactions entre les arbres ou les plantes cultivés et les ennemis naturels

Les mécanismes décrits ci-dessus ont également un effet sur les populations d'ennemis naturels. Les systèmes agroforestiers peuvent favoriser l'**abondance et l'activité** des ennemis naturels, en prodiguant des ressources (nectar, pollen ou biomasse du mulch) ou un refuge aux ennemis naturels (**effet refuge**), en offrant un microclimat favorable (**effet microclimat**), en favorisant l'accumulation au niveau des rangées d'arbres et en limitant l'émigration hors de la parcelle (*cf. supra* – **effet barrière**). Une abondance accrue d'ennemis naturels ne se traduit cependant pas directement par une diminution des dégâts, et est modulé par l'**effet spillover**, c'est-à-dire la capacité des ennemis naturels à se déplacer sur la plante agressée pour une régulation effective des bioagresseurs. L'agroforesterie favorise enfin la **diversité** des ennemis naturels ce qui, chez les arthropodes (Philpott et Armbrrecht, 2006), comme pour la microflore du sol (Altieri 1999, cit. in Ratnadass *et al.*, 2012), augmente la probabilité de présence d'une espèce antagoniste ou d'un prédateur important des bioagresseurs.

Le système agroforestier peut avoir un **effet refuge/réservoir** sur les populations d'ennemis naturels, lorsque ses propriétés structurelles constituent un habitat favorable (Philpott et Armbrrecht, 2006), en fournissant des ressources alternatives (pollen et nectar pour les insectes, ou biomasse du mulch pour les champignons et les bactéries) (Rezende *et al.*, 2014) ; (Brévault *et al.*, 2007 ; Rodriguez-Kabana et Kokalis-Burelle, 1997) cit. in (Ratnadass *et al.*, 2012), ou en protégeant les ennemis naturels des macro-prédateurs (e.g. oiseaux insectivores). Ainsi, dans des plantations de cacao en Malaisie, Way et Khoo (1991) rapportent qu'une association avec le cocotier (*Cocos nucifera*) augmente les populations de fourmis, en fournissant des sites de nidification et du nectar, protégeant le cacao d'un bioagresseur très important, le miridé *Helopeltis*. Dans le cas d'un système plus rare, d'association d'un arbre (citronnier – *Citrus Nobilis*) avec une plante de service (*Neonotonia wightii*) dans des vergers en Guadeloupe, Mailloux *et al.* (2010, cit. in Ratnadass *et al.*, 2012) rapportent une augmentation de l'abondance des populations de phytoséides (ennemi naturel de l'acarien de la rouille des agrumes), grâce à la protection de l'ennemi naturel vis-à-vis des macro-prédateurs, et à la pilosité de *N.wightii* offrant plus de sites d'oviposition, et permettant une meilleure capture des grains de pollen constituant une ressource supplémentaire pour l'ennemi naturel. L'effet coupe-vent des rangées d'arbres peut également favoriser l'accumulation de certains ennemis naturels au niveau des rangées d'arbres (*cf. supra*) ou en entraver leurs mouvements d'émigration hors de la parcelle (Rao *et al.*, 2000).

Le **microclimat**, en particulier l'ombrage dans les systèmes agroforestiers, peut favoriser l'abondance et l'activité des ennemis naturels. Dans une étude sur des plantations de café agroforestières ou en plein soleil au Brésil, Moreira *et al.* (2019) constatent une augmentation de la mortalité des insectes (*Tenebrio molitor*) exposés aux sols agroforestiers en comparaison à ceux exposés aux sols en plein soleil, qu'ils associent à une augmentation de l'activité des champignons entomopathogènes *Beauveria spp.* et *Metarhizium spp.* (Martin-Chave *et al.*, 2019a) indiquent également que des températures plus chaudes la nuit dues à l'ombrage dans un système d'association noyer (*Juglans regia*) et laitue (*Lactuca sativa*) en France pourraient stimuler la prédation par les araignées (*Opiliones*) et les carabes (*Pterostichus madidus*). Il a également été observé que l'ombrage favorise la prédation du scolyte du caféier (*Hypothenemus hampei*) par les fourmis dans les plantations de café en Colombie, en particulier pendant la saison humide (Armbrrecht et Gallego, 2007).

L'augmentation de l'abondance des ennemis naturels sur la parcelle agroforestière est à moduler par l'**effet spillover** (Pardon *et al.*, 2019). En effet, la fragmentation spatiale horizontale entre les rangées d'arbres et les rangées de culture, ou verticale entre plusieurs strates végétales (e.g. arborées, arbustives ou herbacées) peut affecter la capacité des ennemis naturels à se déplacer sur les plantes hôtes pour une régulation effective des bioagresseurs. Cet effet spillover dépend des capacités de dispersion des ennemis naturels, qui selon plusieurs études serait moindre que celles des bioagresseurs (Elzinga *et al.*, 2007; Tschardt et Brandl 2004; Van Nouhuys et Hanski 2002) cit. in (Ratnadass *et al.*, 2012). En particulier Russell (1989, cit. in Schroth *et al.*, 2000) relie ces capacités de dispersion aux stratégies de parasitisme ou de prédation, les parasitoïdes ayant une plus grande mobilité que les prédateurs ayant adopté une stratégie « sit-and-wait » (e.g. araignées). L'effet spillover horizontal depuis les rangées d'arbres est assez abondamment traité dans la littérature, et analogue à l'effet spillover depuis les bordures de parcelle traité dans la section 3.7. L'effet spillover vertical entre strates de végétation est en revanche moins fréquent dans la littérature. Récemment, dans une étude portant sur la plantation d'arbustes (framboisiers ou noisetiers) sous des pommiers aux Etats-Unis pour favoriser les populations d'ennemis naturels Kranz *et al.* (2019) ont constaté une absence d'effet de la strate arbustive et de sa communauté d'ennemis naturels sur les communautés d'arthropodes de la strate arborée. Indépendamment de l'effet spillover, de façon analogue à l'effet dilution décrit sur les bioagresseurs (*cf. supra*), la diversité dans les systèmes agroforestiers pourrait également perturber les ennemis naturels dont la stratégie de parasitisme ou de prédation repose sur la réception de signaux visuels ou olfactifs des plantes hôtes de leurs proies.

Interactions indirectes - entre bioagresseurs ou entre ennemis naturels

Les **interactions indirectes** entre ennemis naturels ou entre bioagresseurs sont assez peu traitées dans la littérature, et ont des effets ambivalents sur la régulation naturelle des bioagresseurs. La **diversité fonctionnelle** des organismes dans les systèmes agroforestiers cependant, en particulier la présence de détritivores favorisée par le mulch peut entraîner des modifications de la composition des communautés d'arthropodes et de la microflore défavorable aux herbivores et aux consommateurs de racines, voire dans certains cas modifier les comportements alimentaires des bioagresseurs non nécessairement herbivores. Enfin, parmi les différentes catégories de bioagresseurs, les **adventices** jouent un rôle particulier et ambivalent, pouvant favoriser l'abondance d'autres catégories de bioagresseurs ou l'abondance d'ennemis naturels.

Parmi les interactions entre ennemis naturels rapportées dans le corpus, on note une corrélation positive entre la présence de fourmis du genre *Philidris* et le nombre de toile d'araignées observées dans des plantations de cacao sous ombrage en Indonésie (Stenchly *et al.*, 2011), mais un impact négatif du diptère parasitoïde (*Pseudacteon sp.*) sur la fourmi prédatrice *Azteca instabilis* et son activité de prédation du scolyte du café (*Hypothenemus hampei*) dans des plantations au Mexique (Pardee *et al.*, 2011). Parmi les interactions entre bioagresseurs, Schroth *et al.* (2000) rapportent que certaines espèces de fourmis en association symbiotique (trophobiose) avec des cochenilles ont une préférence pour le gui. Les cochenilles étant vectrices du virus de l'œdème des pousses du cacaoyer, les arbres envahis par le gui ont donc une probabilité plus forte d'être infecté par le virus (Lass, 1985 cit in Schroth *et al.*, 2000). A l'inverse, Wielgloss *et al.* (2012) rapportent une interaction positive entre deux bioagresseurs dans des plantations de cacao en Indonésie. Les attaques par un bioagresseur mineur, le miridé *Helopeltis sulawesi*, diminuent l'impact ultérieur d'un bioagresseur majeur, le foreur des cabosses (*Conopomorpha cramerella*) dont les femelles évitent les cabosses endommagées par *H.sulewasi* pour l'oviposition. Dans ce cas rapporté, la présence d'*H.sulewasi* conduit à de meilleurs rendements que lorsque les plants sont traités avec des insecticides.

La **diversité fonctionnelle**, favorisée par l'agroforesterie, ainsi que la disponibilité de ressources comme la biomasse du mulch peuvent modifier les **équilibres fonctionnels** au sein des communautés d'arthropodes et de la microflore en favorisant les populations de détritivores vis-à-vis des herbivores ou des consommateurs de racines (Brown et Oliveira 2004, cit. in Ratnadass *et al.*, 2012). De plus, la modification des équilibres fonctionnels peut contribuer à modifier les comportements alimentaires des bioagresseurs. Par exemple, la présence du mulch et la modification de la flore microbienne qui s'ensuit peut modifier la composition des communautés de nématodes, d'obligatoirement phytophages vers des espèces de nématodes fongivores ou bactériovores comme observé par Wang *et al.* (2004, 2006, cit. in Ratnadass *et al.*, 2012) et par Blanchart *et al.* (2006). La présence du mulch peut également modifier directement le comportement alimentaire de certains insectes, d'herbivore à détritivore, comme constaté par Ratnadass *et al.* (2006a, cit. in Ratnadass *et al.*, 2012) dans le cas de larves de dynaste dans des parcelles de riz pluvial à Madagascar.

A l'instar des plantes cultivées et des arbres, les adventices peuvent constituer un habitat (hôte alternatif), un refuge ou une ressource pour les bioagresseurs ou les ennemis naturels. Par exemple, Desaegeer *et al.* (2004, cit in Rao *et al.*, 2000) rapportent que la plante parasite *Striga hermontica* au Kenya est un bon hôte alternatif du nématode à galle (*Meloidogyne*), attaquant les arbres agroforestiers (*Sesbania Sesban* et *Thephrosia vogelii*). A l'inverse, Zhou *et al.* (1994, cit. in Rao *et al.*, 2000) rapportent que l'adventice *Ageratum convzoides* dans les vergers de citronniers permet de stabiliser les populations de l'acarien prédateur *Amblyseius spp.*, ennemi naturel de l'acarien des agrumes (*Panonychus citri*). De manière générale, la végétation spontanée et sa diversité peut permettre le maintien de populations de prédateurs généralistes sur la parcelle, par opposition aux parcelles désherbées (voir partie 3.3.4.3).

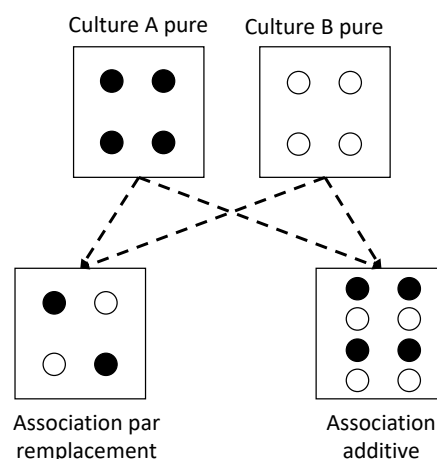
3.3.3. Synthèse des effets de la composition interspécifique intra-parcellaire

3.3.3.1. Associations de cultures

Les effets des cultures associées se matérialisent de façon différente selon les bioagresseurs visés. En effet, comme décrit dans les mécanismes ci-dessus, l'effet des cultures associées est direct pour les maladies, diminuant l'hôte dans le couvert et réduisant dans la majeure partie de cas l'incidence (% de feuilles ou plantes infectées). Pour les insectes ravageurs des cultures, les interactions font principalement intervenir des organismes tierces, la culture associée favorisant des ennemis naturels (quantifiés par leur abondance, densité), diminuant la pression en bioagresseurs (quantifiés par leur abondance également), parfois sans lien de causalité avec la plus grande présence d'ennemis naturels. Enfin, pour les adventices, outre le cas des plantes parasites, les relations se font principalement par une plus grande privation des ressources aériennes (lumière) et souterraines (eau, nutriment) à différentes périodes du cycle. Dans ce dernier cas, où la compétition est le facteur clé, il est important de visualiser qu'il y a des différences de résultats entre les cultures associées faites par remplacement ou de manière additif (*replacement vs. additive design*, en anglais).

Deux types de plans d'expériences ont été utilisés pour étudier la compétition dans les mélanges binaires (Snaydon, 1991 - Figure 3-27) : (i) les plans de remplacement (ou substitutifs) et (ii) les plans additifs.

Figure 3-27. Types d'arrangement spatial des cultures pures A (points noirs) et B (points blancs) et de cultures associées selon un plan substitutif (replacement design en anglais) et additif (additive design en anglais).
D'après Snaydon, 1991.



Dans le plan de remplacement, les mélanges sont formés en remplaçant un nombre donné de plantes d'un composant (I) par le même nombre de plantes de l'autre composant (J). Par conséquent, la densité de chaque composant est inférieure dans le mélange que dans son peuplement pur, mais la densité totale du peuplement (I+ J) est la même dans le mélange que dans chaque peuplement pur. Dans le plan additif, les mélanges sont formés en ajoutant des plantes de J au nombre de plantes de I présentes dans le peuplement pur. Par

conséquent, la densité totale est plus élevée dans le mélange que dans le peuplement pur, mais la densité de chaque composant est la même dans le mélange que dans le peuplement pur. Dans les deux cas de remplacement et d'addition, les plantes de chaque composant peuvent être disposées de manière régulière, aléatoire ou en taches, aussi bien par rapport aux plantes de leur propre type que par rapport à celles de l'autre type. Ces dispositions peuvent affecter le résultat de la concurrence pour gérer les adventices.

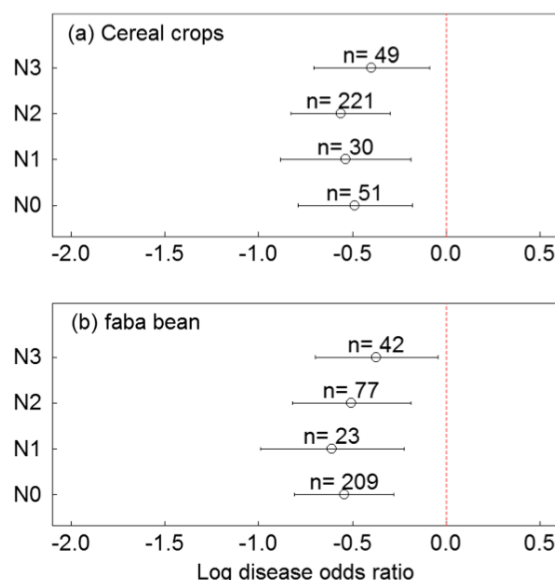
Maladies aériennes

Les études sur l'effet des cultures associées sur les maladies aériennes sont assez nombreuses et **s'accordent à présenter des effets positifs sur la réduction de l'incidence des maladies**. Les quelques rares études qui démontrent l'inverse sont le fait que la maladie est connue pour être plus dommageable lorsque les couverts végétaux cultivés sont densément fermés et que l'environnement est humide (ex. Botrytis sur féverole). Dans ce cas, les résultats montrent que la culture associée a un effet marqué et constant sur l'incidence des maladies dans les mélanges céréales/féveroles mais ne suffit pas à assurer un contrôle complet des maladies.

Zhang *et al.* (2019) dans leur méta-analyse menée en Chine détaillent que les associations céréales/féveroles réduisent l'incidence des maladies en moyenne de 45%. L'incidence est mesurée comme le pourcentage de feuilles avec présence de la maladie (sur un nombre de feuilles inspectées). Les résultats sont particulièrement significatifs sur 4 des 6 pathogènes (i.e. rouille jaune (*Puccinia striiformis f.sp. tritici*) et blanc des céréales (*Blumeria graminis*) sur blé d'hiver, et Botrytis (*Botrytis fabae*) et Fusariose (*Fusarium oxysporum*) sur féverole (*Vicia faba*)). En revanche, Zang *et al.* ne démontrent pas d'effet sur la rouille jaune sur orge (*Puccinia striiformis f.sp. hordei*) et la rouille des fèves (*Uromyces fabae*). La réduction de l'incidence de la maladie est souvent plus importante au cours des premières phases des épidémies. La figure 3-28 ci-dessous, démontre que les effets sont à la fois visibles sur la céréale et sur la féverole, même s'ils sont plus marqués à des niveaux de fertilisation faibles, pratique souvent répandues dans les cultures associées céréales avec légumineuses.

Figure 3-28. Incidence relative de la maladie sur la culture associée par rapport à la culture pure, sur céréales (a) ou féverole (b), à quatre niveaux de fertilisation azotée.

N0, pas de fertilisation azotée ; N1, la moitié de la dose recommandée ; N2, dose recommandée ; N3, dose recommandée + 50 %. L'axe horizontal (Δy) représente la différence de logit(incidence) entre la culture associée et le traitement témoin (culture pure). Les barres d'erreur représentent des intervalles de confiance à 95 %. n indique le nombre d'enregistrements dans la base de données pour une maladie donnée (figure extraite de Zhang *et al.*, 2019)



Boudreau (2013) fait une synthèse des articles sur les effets de l'association sur les maladies (Tableau 3-9). Il identifie des tendances majeures. La majorité des travaux ont porté sur les champignons foliaires et les oomycètes, en particulier les maladies des taches foliaires. Cela reflète en grande partie l'intérêt porté à quelques pathosystèmes, à savoir l'ascochytose du pois, le botrytis de la féverole, la tache foliaire de l'arachide, la tache

angulaire et la rouille du haricot. Dans 75 % des études sur les champignons de la tache foliaire, une réduction significative de la maladie grâce à la culture associée a été signalée, ce qui représente 40 combinaisons uniques de culture associée-maladie et 20 agents pathogènes dans 18 pays.

Tableau 3-9. Synthèse des études évaluant l'effet de l'association sur l'incidence des maladies (d'après Boudreau, 2013).

Type de maladie ou pathogène	Nombre total d'étude	Incidence de la maladie (% d'études)				Nombre de combinaisons « culture associée / maladie » étudiées
		Réduite (↘)	Aucun effet	Augmentée (↗)	Réduite (↘) et Augmentée (↗) sont reportés	
Champignon/oomycètes	111	79	15	4	2	80
<i>Taches sur feuilles</i>	61	75	18	5	2	40
<i>Rouilles</i>	17	71	29	0	0	11
<i>Oidium</i>	8	88	0	0	13	7
<i>Pourritures</i>	14	86	7	7	0	13
<i>Oomycetes foliaires</i>	11	100	0	0	0	9
Bactéries	14	100	0	0	0	13
Virus	39	72	13	13	3	31
Nématodes	35	37	37	14	11	29
Plantes parasites	7	100	0	0	0	5
Tous types	206	73	17	7	3	161

En fait, la tendance observée par Boudreau (2013) est vraie pour tous les champignons foliaires/oomycètes, à trois exceptions près : (Lanter, 1990) ont observé une augmentation de la tache angulaire des haricots cultivés avec du maïs, le botrytis a augmenté sur les féveroles cultivées en association avec des pois (Sahile *et al.*, 2008), et la tache de Cochliobolus sur le riz était plus sévère dans les mélanges riz-maïs-cassava (Kass, 1978).

Dans le cas particulier d'association de culture à vocation fourragère, (Hassen *et al.*, 2017) rapportent que la culture associée de légumineuses fourragères améliore la résistance aux maladies des cultures principales auxquelles elles sont associées. Une réduction générale des maladies de 20-40% grâce à la culture intercalaire a été rapportée (Hauggaard-Nielsen *et al.*, 2001).

Maladies telluriques

(Boudreau, 2013) indique dans sa synthèse que tous les agents pathogènes de la fonte des semis et la fusariose ont été limités par la culture associée ; seule la moisissure blanche (dont ses dommages sont généralement de faible importance) a augmenté dans l'étude de VanRheenen *et al.* (1981) au Kenya associant le haricot au maïs.

Dans 30 publications sur 36 répertoriées par (Hiddink *et al.*, 2010), l'association de culture a montré une réduction significative des maladies du sol. Seules six études ne montrent aucun effet ou un effet positif sur l'incidence ou la gravité des maladies. Les maladies causées par des agents pathogènes dispersés par effet splash étaient moins graves dans les cultures associées dans 10 études sur 15. L'ampleur de la réduction/augmentation de la maladie dans les cultures associées par rapport aux cultures pures varie énormément de -63 % à +100%. La dilution de l'hôte semble être le plus important mécanisme de suppression de la maladie, tant pour les agents pathogènes présents dans le sol que pour ceux dispersés par effet splash (12 et 5 cas respectivement).

Les métriques mesurées pour attester des effets sont très variées : réduction du taux d'infection, de l'incidence de la maladie, de la santé de la culture au sens large, de la progression de la maladie, réduction du flétrissement de la culture.

Insectes

Les effets de la culture associées sur les insectes se mesurent de plusieurs manières : en dénombrant l'abondance des ravageurs, en quantifiant leurs dégâts, les morsures de feuilles, les galeries dans les tiges, le % de plantes flétries, etc., mais également en quantifiant la quantité d'ennemis naturels quand l'association en favorise (et parfois le rendement qui en résulte). Le bénéfice de l'association de culture peut être du soit à l'augmentation des ennemis naturels ou à la concentration de ressources, et les deux mécanismes sont très peu dissociables dans les études.

Une des études les plus citées sur ce thème est la revue/méta-analyse de Lithourgidis *et al.* (2011). Cette étude rassemble des études majeures ayant démontré les effets positifs de la culture associée sur une très large gamme d'insectes ravageurs. Tout d'abord l'étude de (Risch, 1983), qui à travers un examen de 150 études de terrain publiées (Tableau 3-10) dans lesquelles 198 espèces d'**insectes herbivores** sont recensés, montre que 53 % des ravageurs étaient moins abondantes dans la culture associée, 18 % étaient plus abondantes dans la culture associée, 9 % ne présentaient aucune différence et 20 % présentaient une réponse variable. Très peu de ces études font le lien avec le rendement. Seulement 19 recensent des valeurs de rendements, et pour beaucoup, sans faire le lien avec la pression de bioagresseurs (Risch, 1983). Ces études mentionnent que le rendement exprimé en équivalent surface (LER, land equivalent ratio) est augmenté, mais elles ne mentionnent pas si cela est dû à une moindre incidence des insectes ou à une meilleure efficacité de l'utilisation de la ressource (lumière, eau, nutriment). Aucune des 19 études ne permet de séparer les effets d'interactions plantes/insectes des interactions plantes/plantes, pourtant importantes dans le cas des cultures associées (Risch, 1983).

Tableau 3-10. Synthèse de l'effet d'une augmentation de la diversité végétale en culture associée sur les populations d'insectes herbivores. Un accroissement (increase) signifie que la densité de la population est supérieure dans le système diversifié en comparaison avec la culture pure.
(tableau extrait de Andow, 1983, cit. in Risch, 1983)

	Increase	Decrease	No change	Varied	Total
Herbivores/monophagous					
No. examples	42	405	170		617
No. species	15	92	16	27	150
Herbivores/polyphagous					
No. examples	47	91	37		175
No. species	21	13	2	12	48

Dans ces 150 études (Risch, 1983), l'impact des ennemis naturels était négligeable et il a pu être démontré que les taux d'émigration des ravageurs étaient plus élevés en cultures associées au regard des populations élevées de ravageurs dans les cultures pures. Andow (1983) indique qu'il est très difficile de trouver des travaux qui ont correctement pu différencier si le bénéfice de l'association se faisait directement *via* des interactions plante/insectes, mais que lorsque des preuves circonstancielles et étayées avec des mesures adaptées sont disponibles, il semble que la concentration des ressources plutôt que la présence d'ennemis naturels puisse expliquer majoritairement la diminution de l'abondance des herbivores dans les systèmes diversifiés.

La synthèse de Lithourgidis *et al.* (2011) recense aussi l'étude majeure de Andow (1991) citée plus de 2000 fois à ce jour. Dans cette étude, Andow (1991) démontre sur 209 études portant sur 287 espèces de ravageurs que par rapport aux cultures pures, la population d'insectes nuisibles était plus faible dans 52% des études, soit 149 espèces, et supérieure dans 15% des études, soit 44 espèces dans les cultures associées, neutre dans 12% des études et variable (plus faible ou fort) dans 21% des études. Sur les 149 insectes ravageurs qui avait diminués dans les cultures associées, 60 % étaient monophages et 28 % polyphages. La population d'ennemis naturels des ravageurs était plus élevée dans les cultures associées dans 53% des études, soit 44 espèces, et plus faible dans 9%.

La méta-analyse réalisée par Iverson *et al.* (2014) sur 26 études (301 comparaisons de culture pure et culture associée), 16 portent sur des cultures associées où les 2 cultures sont récoltées. L'analyse montre que la diversification des cultures dans une même parcelle peut conduire à des relations « gagnant-gagnant » entre le rendement de la culture de rente (maïs, colza, soja, légumes de pleins champs, coton, blé, par ordre d'importance de nombre d'étude) et la régulation naturelle des ravageurs. Une augmentation du rendement de la culture principale (scénario de substitution) montre une augmentation de 40% du rendement et de 31 % de la régulation

biologique, dans les cultures associées par rapport aux cultures pures. Il peut même exister, dans certains scénarios, un fort potentiel de relations positives entre la régulation naturelle et le rendement. Toutefois, les auteurs mettent aussi en avant qu'ils n'ont pas trouvé de preuves que la régulation naturelle ait un effet sur le rendement, mais plutôt que les deux soient indépendamment affectés par le fait de mélanger des cultures. Les auteurs concluent sur le rôle positif des associations de cultures mais mettent en avant la nécessité de limiter la compétition plante-plante par la substitution de la densité des cultures, les densités de culture élevées nécessitant l'utilisation de légumineuses en culture secondaire.

Enfin, la synthèse de Poveda *et al.* (2008) recense 62 études (171 cas d'effets) sur les pratiques de diversification (en plein champ N=52 études), dont 23 études portent sur l'effet de cultures associées. Dans l'ensemble des études, les pratiques de diversification augmentent les ennemis naturels de 52 %, réduisent la pression des ravageurs de 53 % et augmentent le rendement de 32 %. Dans l'ensemble de la bibliographie sur la diversification des cultures (52), les ennemis naturels sont mesurés dans 15 études, les herbivores dans 27 études, les dommages aux cultures dans 7 et le rendement dans 22 études, ce qui induit qu'il n'est pas aisé de faire le lien entre une plus grande diversité d'ennemis naturels, une baisse de la pression en bioagresseurs et un maintien ou une augmentation des rendements. Seules 9 études mesurent 3 ou 4 de ces éléments. Parmi ces 9 études, seules 5 concernent les cultures associées et sont synthétisées en détails ci-dessous. Elles sont toutes centrées sur des cultures et régions de production en Afrique, mais la revue n'était pour autant pas centré sur cette situation de production.

Nabirye *et al.* (2003) en Ouganda démontrent les effets de l'association sorgho-niébé sur les pucerons (*Aphis craccivora* Koch), thrips des fleurs (*Megalurothrips sjostedi* Trybom), foreur de gousses de légumineuses (*Maruca vitrata*), des punaises suceuses de gousses (*Nezera viridula* Linnaeus, *Clavigralla tomentosicollis* Stal., *Riptortus dentipes* Fab.). Cette étude compare plutôt des systèmes incluant la pratique paysanne (monoculture de niébé, 5-6 applications d'insecticides) à 6 systèmes de culture alternatifs (effets confondants avec l'effet seul de l'association de culture). Ils mesurent sur pucerons le pourcentage de plantes infectées (échelle basée sur l'abondance), réalise des comptages sur thrips et larves de *Maruca*, et établissent les rendements. Les résultats démontrent que l'incidence de pucerons a été diminuée de 14%, les densités de thrips de 32 à 41%, les densités de *Maruca* de 39 à 44%, les densités de punaises des gousses de 30 à 35%. Les rendements sont doublés globalement pour l'association niébé/sorgho, mais sur des potentiels de productions très faible.

Pitan et Olatunde (2006) au Nigeria étudient aussi l'association de niébé, ou de gombo mais avec la tomate. Dans ce cas, le niébé ou le gombo est semé à 0, 2 ou 4 semaines après la plantation de la tomate et des dégâts de punaises suceuses de gousses (*Clavigralla tomentosicollis*, *Riptortus dentipes*, *Anoplocnemis curvipes* et *Nezera viridula*) et altises du gombo (*Podagrica uniforoma* et *P. sjostedti*) sont quantifiés par comptage visuel des insectes, associés à des mesures du rendement et des quantifications des dégâts (sur 100 gousses et 100 graines). Aucune mesure d'ennemis naturels n'est faite. Les résultats montrent que le niébé diminue la densité de punaises suceuses de gousses, que les dégâts sont plus faibles. Parmi les différentes modalités de cultures associées, le rendement le plus élevé de niébé a été obtenu dans le traitement tomate - niébé (planté à 2 semaines, LER=1.8). Dans l'association avec le gombo, la densité d'altises et les dégâts est plus faible dans le traitement tomate - gombo que dans le traitement gombo seul, indépendamment du moment de plantation du gombo. Le rendement était comparable à celui de la culture unique lorsque le gombo était semé 2 semaines après la plantation de la tomate.

Rukazambuga *et al.* (2002) en Ouganda montrent des résultats mitigés, sur la banane à cuire (cv. Atwalira) en proposant de l'associer avec le millet (*Eleusine corocana*) pour limiter les dégâts du charançon du bananier (*Cosmopolites sordidus*) vivant dans le sol. Les évaluations sont faites par capture des charançons, associée à la mesure des dégâts sur la tige du bananier (gallerie), dans les modalités avec la culture associée en comparaison de modalités où le sol est paillé et entretenu par broyage de la végétation qui repart. Il n'y a pas de mesure des ennemis naturels. Le rendement estimé en poids de la grappe. Rukazambuga *et al.* (2002) démontrent que le nombre d'adultes de *C. sordidus* dans la parcelle paillée (témoin) était en moyenne 2,3 fois plus élevé que dans la culture associée. La quantité totale de cormes consommés était 41-70% plus importante dans les bananiers avec paillage que dans les autres systèmes. Les dégâts exprimés en quantité de surface consommée (cm²) suggèrent plus de dégâts par adulte de *C. sordidus* dans la culture associée que dans le traitement avec paillis. L'étude discute néanmoins les potentiels effets confondants que le paillage de la modalité témoin créé sur l'humidité du sol et la ressource en eau.

Sekamate *et al.* (2003) en Ouganda ont étudié l'effet d'associer le maïs avec du soja, des arachides ou des haricots communs (*Phaseolus vulgaris*) sur les dégâts occasionnés par les termites (y compris les mangeurs de

racines tels que *Microtermes*) sur le maïs. Dans ce cas, des ennemis naturels sont quantifiés avec les fourmis prédatrices communes (*Lepisiota* sp.). L'étude quantifie les dommages causés par les termites (au-dessus et en dessous du sol, % de plantes présentant des signes), la présence/absence de nids de fourmis prédatrices et le rendement du maïs, considéré comme la culture principale des deux cultures associées. L'étude démontre que la culture associée a entraîné une réduction significative des attaques de termites, une augmentation de la nidification des fourmis prédatrices dans les champs de maïs, et une réduction de la perte de rendement en grain du maïs. Le maïs-soja a réduit le pourcentage de plantes endommagées par rapport à la seule culture de maïs (plus de 50% les deux années). Ce n'était pas le cas pour le maïs-haricot. Le maïs-arachide n'a réduit le pourcentage de plantes endommagées qu'une année sur deux. La nidification des fourmis est plus importante dans toutes les cultures associées. L'étude démontre bien une relation significative entre le % de plantes endommagées et la nidification des fourmis, et en l'absence d'application d'insecticide, le maïs-soja présente des rendements supérieurs (+12-19%) à la culture unique de maïs (mais 8-14% de moins qu'avec l'application d'insecticide).

Enfin, Songa *et al.* (2007) au Kenya présentent l'effet d'associer au maïs du sorgho bicolore, du millet perlé, des haricots (*Phaseolus vulgaris*), du millet perlé + haricots, et du millet perlé + haricots + sorgho, et ce sur les ravageurs que sont les lépidoptères foreurs de tiges (*Chilo partellus*, *Sesamia calamistris*, *Busseola fusca*). Les mesures comprennent l'évaluation des ennemis naturels parasitoïdes larvaires (ex. *Cotesia flavipes*, *Cotesia sesamiae*, *Sturmiopsis parasitica*, *Chelonus curvimaaculatus*, *Stenobracon rufus*) et parasitoïdes nymphaux (*Dentichasmias busseolae*, *Pediobius furvus*), ainsi que, pour les ravageurs, le nombre de foreurs de tiges et leurs stades de vie par espèce de foreur de tiges. Globalement, les systèmes contenant le haricot non-hôte ont été plus efficaces pour réduire les densités de ravageurs que ceux contenant uniquement du millet ou du sorgho. La densité des foreurs sur le maïs était la plus élevée dans les systèmes maïs en pur et maïs – millet et maïs - millet - sorgho. Le parasitisme des ravageurs est plus élevé dans les systèmes diversifiés par rapport aux cultures pures, avec une relation négative entre le parasitisme et le nombre de foreurs (mais aucune relation entre le nombre de foreurs et le rendement n'a été étudiée). Les rendements sont élevés dans le cas du maïs pur, du maïs-sorgho (LER supérieur à 1 dans 50% des cas), maïs-haricot (LER>1.65), et faible dans le cas du maïs-millet, maïs-millet-féverole, maïs-millet-féverole-sorgho.

Nématodes

Selon la revue de Boudreau (2013), les effets des cultures associées sont plus variés pour les nématodes, principalement les nématodes des lésions (*Pratylenchus* spp.) et les nématodes à galles (*Meloidogyne* spp.). Dans le premier cas, la moitié des études examinées signale dans la même étude des résultats variables (i.e. augmentations et diminutions de la maladie (Egunjobi *et al.*, 1986).

Lithourgidis *et al.* (2011) mentionnent qu'une culture associée de féverole entre les rangs de canne à sucre peut réduire une infestation de nématodes, par rapport à un traitement standard avec nématicide. Mais les effets varient suivant les espèces et le rendement de la canne peut aussi être affectée par la compétition (Berry *et al.*, 2009).

Adventices

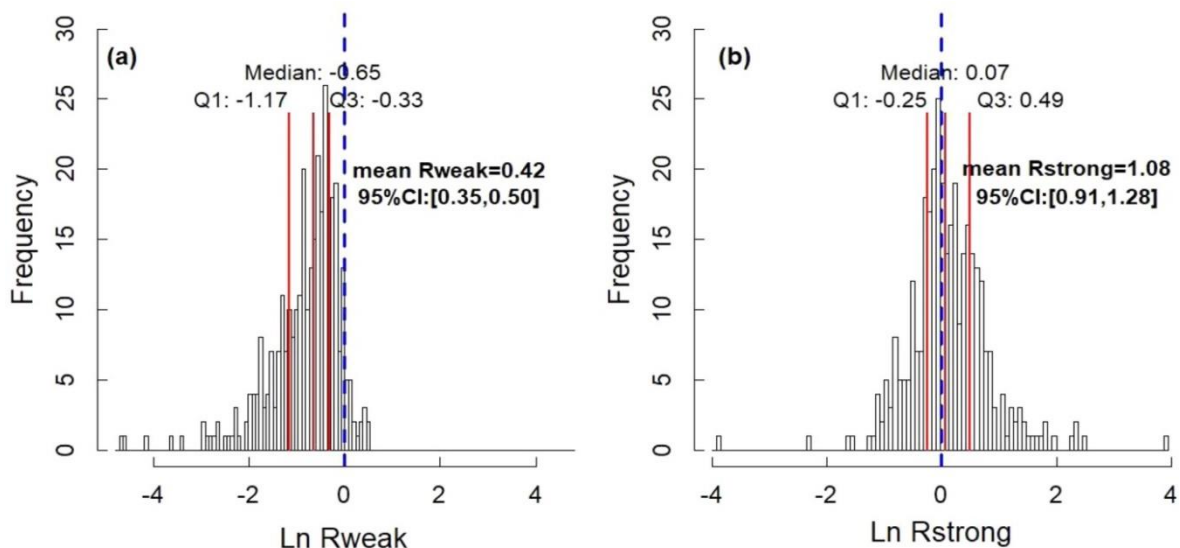
Augmenter la diversité des espèces cultivées dans la parcelle est considérée comme un outil intéressant pour la gestion des adventices (Liebman et Dyck, 1993; Gu *et al.*, 2021), notamment pour améliorer le pouvoir suppressif de certaines cultures très peu compétitrices comme les légumineuses. Associer une céréale et une légumineuse pour améliorer l'effet suppressif du mélange par rapport à la légumineuse ou la céréale pure est d'ailleurs le cas le plus étudié (Corre-Hellou *et al.*, 2011). Des expériences menées au champ ont montré que la capacité de suppression des adventices des cultures associées d'orge et de pois (*Pisum sativum* L.) cultivées était plus élevée et plus stable au fil des années et des lieux que celle des cultures pures (Poggio, 2005).

Dans l'étude des effets sur les adventices, trois grands types de variables sont quantifiées : a) la réduction de la croissance/développement des adventices se traduisant par une réduction de leur biomasse, et la réduction de leur abondance (densité, nombre de plante/m²), les deux pouvant concourir à limiter des mécanismes d'interférence (compétition, allélopathie, etc.) avec les cultures (Jordan, 1993) ; b) la réduction des pertes de rendement causées par les adventices grâce à des mécanismes de tolérance des cultures (Callaway, 1992) ; et c) la limitation des invasions d'espèces ou des espèces d'adventices les plus agressives (Pollnac *et al.*, 2009). C'est le premier cas de figure qui est étudié. C'est notamment le cas dans une récente méta-analyse menée par Gu *et*

al., (2021) qui a permis de synthétiser 339 enregistrements de données de 39 publications contenant des données de 76 expériences indépendantes. Deux variables de l'effet de la culture associée sur la suppression des adventices ont été définies : le rapport entre la biomasse des adventices observée dans une culture associée et la biomasse des adventices dans la culture pure la moins (Rweak) et la plus (Rstrong) suppressive (Figure 3-29). Cette étude indique qu'en moyenne, la biomasse des adventices dans la culture associée était significativement inférieure (58%, Rweak = 0,42) à celle de la culture pure moins suppressive. Aucune différence significative n'a été trouvée entre la biomasse des adventices dans la culture associée et celle dans la culture pure la plus suppressive (Rstrong = 1,08). Les résultats étaient similaires pour différents groupes de combinaisons d'espèces, comme les cultures associées maïs/légumineuses et céréales à petites graines/légumineuses.

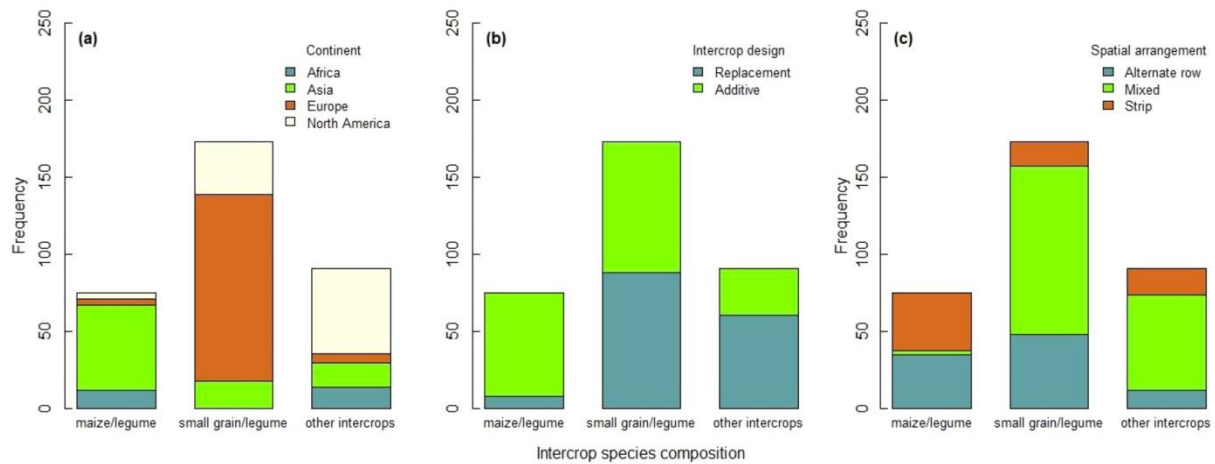
Figure 3-29. Distribution de fréquence de (a) Rweak et (b) Rstrong, le rapport entre la biomasse des adventices observée dans une culture associée et la biomasse des adventices dans la culture pure la moins (Rweak) et la plus (Rstrong) suppressive.

Les lignes bleues verticales indiquent une valeur de 0 (échelle logarithmique), qui correspond à une biomasse des adventices égale dans la culture associée et la culture pure (figure extraite de Gu *et al.*, 2021).



Il est important de rappeler qu'une des particularités des cultures associées est d'être mélangées selon un design additif ou de remplacement, ce qui peut influencer les effets (voir section 3.4 ; Figure 3-30). Les cultures associées avec une conception additive ont une plus forte suppression des adventices que les cultures associées avec une conception par remplacement. Dans ce dernier cas, une disposition en mélange hétérogène permet une meilleure suppression des adventices qu'une disposition en ligne, tandis que la disposition spatiale n'affecte pas la capacité de suppression des adventices dans les conceptions additives. Le Rweak, qui traduit soit à quel point la culture la plus faible est peu répressive des adventices, soit à quel point elle bénéficie de la culture la plus forte pour réprimer les adventices (complémentarité), a diminué de manière significative avec le LER (ratio d'équivalent terre) dans les cultures associées additives mais pas dans les cultures associées de remplacement, tandis que le Rstrong n'était pas lié au LER dans les deux conceptions. Ce résultat met en valeur qu'il y a une complémentarité entre les cultures pour le rendement et la répression des adventices mais uniquement dans des situations à densité relativement limitée (additives). D'une manière globale, les résultats confirment que **la culture associée est généralement une approche utile pour réprimer les adventices dans les cultures annuelles**, et pour gagner en rendement par équivalent de surface (LER), sans qu'il n'y ait de gain de causalité entre les deux dans des associations par remplacement, mais avec un lien de causalité dans une association additive.

Figure 3-30. Nombre d'enregistrements de données par (a) continent, (b) conception de la culture associée et (c) disposition spatiale dans trois compositions de cultures associées dans la méta-analyse de Gu *et al.* (2021) (figure extraite de Gu *et al.*, 2021).



Les traits que les cultures associées doivent présenter pour améliorer l'effet suppressif par rapport aux cultures pures sont une émergence rapide, une vigueur précoce élevée, une floraison précoce, des feuilles étendard (dernières feuilles) avec une surface foliaire plus grande, une forte hauteur et une couverture précoce de la culture *via* soit un développement foliaire, soit un grand nombre de talles dans le cas des graminées (Costanzo et Bàrberi, 2014 ; Colbach *et al.*, 2019 ; Colbach *et al.*, 2021).

Hassen *et al.* (2017) ont compilé les études qui démontrent l'intérêt d'associer des légumineuses fourragères à une autre culture. En général, la culture associée confère à la légumineuse fourragère et à la culture d'accompagnement un avantage concurrentiel plus important contre les adventices.

Adventices parasites

Dans le cas spécifique d'attaque de plante parasite, Lithourgidis *et al.* (2011) expliquent que l'infection d'*Orobancha crenata* sur la féverole et le pois est imitée lorsque ces cultures hôtes sont en association avec de l'avoine. De plus, le nombre de plantes d'*O. crenata* par plante hôte diminue lorsque la proportion d'avoine augmente dans les cultures intercalaires.

Synthèse sur les associations culturales

Légende du Tableau 3-11 :

- **Nature de l'effet de la modalité de diversification sur la régulation du bioagresseur concerné :**

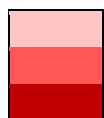


Consensus de la littérature en faveur d'un effet positif sur la régulation du bioagresseur.

Le niveau d'intensité du vert traduit le niveau de consensus de la littérature sur le sens positif de l'effet (plus le vert est foncé, plus le consensus est fort)



Absence de consensus de la littérature : effet ambigu



Consensus de la littérature en faveur d'un effet négatif sur la régulation du bioagresseur.

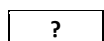
Le niveau d'intensité du rouge traduit le niveau de consensus de la littérature sur le sens négatif de l'effet (plus le rouge est foncé, plus le consensus est fort)



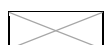
0 Pas d'effet significatif (des travaux existent mais ne mettent en évidence aucun/très peu d'effet)



Hypothèses théoriques sur l'existence d'un effet sur la régulation du bioagresseur mais pas de preuves

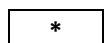


Information insuffisante pour conclure (y compris sur le plan théorique)

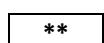


Cas de figure qui n'a pas lieu d'être investigué car il ne correspond à aucune réalité "physique"

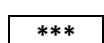
- **Niveau d'investigation de ces effets dans la littérature (recul scientifique) :**



littérature **rare/très peu abondante** (mais suffisamment robuste pour conclure)



littérature **relativement abondante** mais **pas (ou très peu) de travaux de synthèse/reviews**



littérature **abondante** incluant des **travaux de synthèse/reviews**

BIOAG : bioagresseur ; EN : ennemi naturel

Tableau 3-11. Synthèse des effets des cultures associées sur la régulation des bioagresseurs

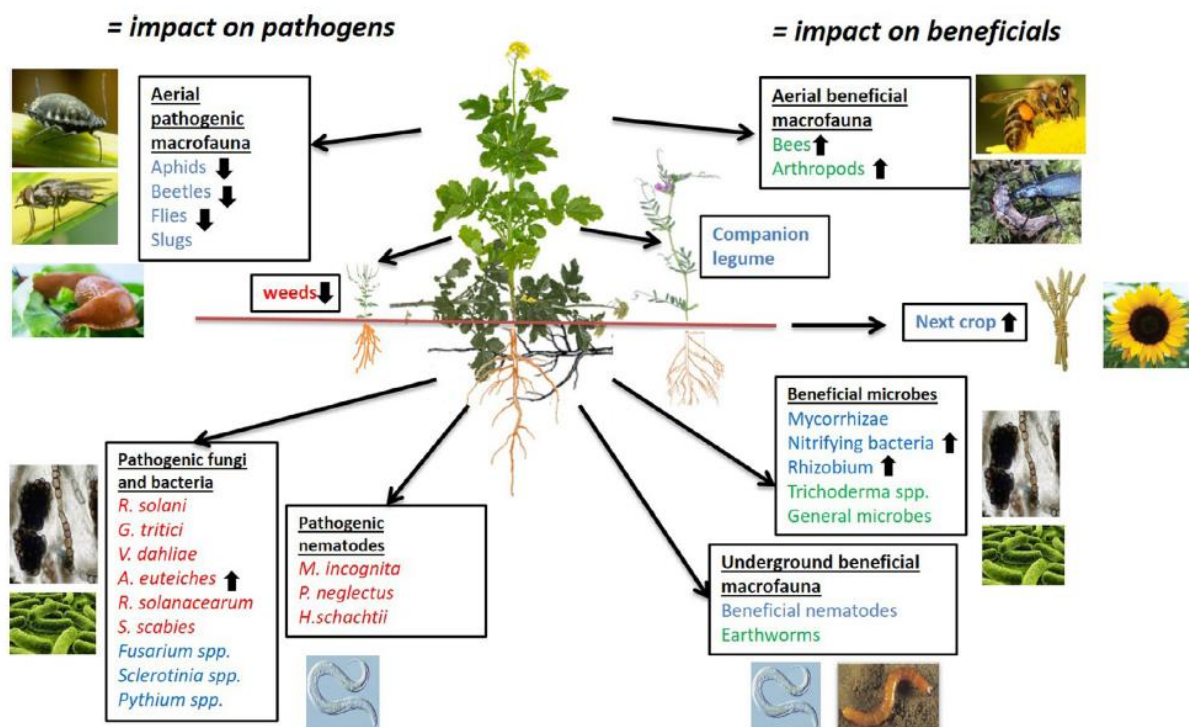
	Adventices	Insectes aériens	Insectes telluriques	Maladies vectorisées	Maladies / pathogène aérien	Maladies / pathogène tellurique	Nématodes	Autres	Remarques
<p>Métriques utilisées pour caractériser la régulation des BIOAG</p> <p>Effet majoritaire du mode de diversification sur la régulation des bioagresseurs</p>	<p><i>réduction biomasse, densité; invasion</i></p> <p>***</p> <p>Effet surtout pour les espèces cultivées peu compétitrices au sein de l'association, peu d'effet pour la culture la plus compétitrice de l'association</p>	<p><i>abondance, dégâts</i></p> <p>***</p> <p>Effet fort mais possible variabilité interannuelle (effet neutre dans le pire des cas). Davantage d'EN dans le couvert.</p>	<p><i>abondance</i></p> <p>*</p>	<p>?</p>	<p><i>incidence de la maladie</i></p> <p>***</p> <p>Effet très positif sur la plupart des maladies MAIS quelques cas rares de modification de l'humidité du couvert qui favorise certaines maladies sur l'autre culture (ex. Botrytis sur féverole)</p>	<p><i>incidence de la maladie</i></p> <p>*</p>	<p>/</p> <p>?</p>	<p>/</p> <p>?</p>	<p>- les rendements sont globalement augmentés mais lien avec la régulation des bioagresseurs peu démontré</p> <p>- le design de l'association (substitutif ou additif) apporte des effets très différents : majoritairement positifs pour la régulation des adventices sur des stratégies additives (intensification du système en surajoutant des plantes par rapport en pure) ; négatifs pour la régulation des maladie (les couverts très denses, plus humides, favorisent les maladies).</p> <p>- beaucoup plus de littérature sur les effets aériens que racinaires ; les travaux sur le sol constituent un front de recherche</p> <p>- manque de littérature sur les effets adverses sur les plantes messicoles</p>
<p>Champ d'application des résultats = contexte géographique/climatique, agronomique (cultures/types de cultures + pratiques) des résultats obtenus pour chaque catégorie de BIOAG</p>	<p><i>La littérature ne s'intéresse pas aux effets sur le long terme (front de recherche)</i></p>	<p><i>Beaucoup d'études en contexte africain</i></p>	<p><i>Peu de littérature mais cohérente dans les résultats</i></p>			<p><i>Peu de littérature, surtout sur maïs et légumineuses</i></p>			

3.3.3.2. Couvert d'interculture

La synthèse de Couëdel *et al.* (2019) qui se focalise sur les associations légumineuses/crucifères rassemble de nombreux effets de l'augmentation de la diversité taxonomique et fonctionnelle sur une diversité de bioagresseurs (figure 3-31).

Figure 3-31. Exemples de services et disservices fournis par les couverts d'une association crucifère/légumineuse sur une large gamme de pathogènes et d'organismes bénéfiques (figure extraite de Couëdel *et al.*, 2019).

La crucifère peut favoriser (texte en vert), réprimer (texte en rouge) ou avoir des effets neutres ou méconnus (texte en bleu) sur des organismes vivants. L'association crucifère/légumineuse peut favoriser (flèche noire vers le haut) ou diminuer (flèche noire vers le bas) ces organismes vivants en comparaison de la crucifère seule



Nématodes

Couëdel *et al.* (2019) présentent un effet suppressif de l'association crucifère légumineuses sur les nématodes mais les processus exacts sont encore mal connus (sans doute différents mécanismes en cause) : le statut de « non-hôte » ou de « mauvais hôte » des crucifères est proposé comme cause de la réduction des populations de nématodes. Afin d'attester les effets, les métriques quantifiées sont les *dégâts sur végétaux*, la *biomasse de morceaux de racines et de tiges*, et *comptage de galles*. Les effets observés sont un effet biocide sur de nombreuses familles de nématodes, qui est différencié suivant les espèces de crucifères. Par exemple, le navet et la roquette (cultures de couverture) sont non efficaces pour la suppression des nématodes à galles car peuvent être hôtes de ces nématodes. De plus, les effets sont indirects : plus de crucifères signifie aussi plus de bactéries dans le sol dont certaines attaquent les nématodes (modification des chaînes trophiques). Enfin, on observe des effets non attendus sur des nématodes. Il a été démontré que les moutardes ont des effets suppressifs sur les nématodes entomopathogènes en régulant à la fois les insectes nuisibles et les nématodes pathogènes.

Adventices

Selon Couëdel *et al.* (2019), associer des légumineuses et des crucifères améliorent la suppression des adventices par les plantes de couverture par (i) de la compétition pour les ressources abiotiques (ii) l'allélopathie, ou (iii) la suppression bactérienne induite. Cela induit une inhibition de la germination (- 96% en comparaison d'un sol nu), une réduction de la biomasse (-49%). Les cultures de couverture de crucifères ont un négatif non seulement sur la densité et le poids sec des adventices mais aussi sur la diversité des espèces des espèces adventices.

Champignons pathogènes

La synthèse de Couëdel *et al.* (2019) qui se focalise sur les associations légumineuses/crucifères, indique que ces associations en cultures de couverts peuvent représenter une possibilité agronomique de biofumigation des sols par les cultures de crucifères mais qui restent effets inférieurs à ceux obtenu par les produits chimiques de synthèse.

Insectes ravageurs

Les crucifères sont couramment attaquées par de nombreuses espèces d'insectes qui sont soit spécialistes ou généralistes. La production de glucosinolates par les crucifères dans des mélanges crucifères légumineuses de couverts (Couëdel *et al.*, 2019) peut dissuader les herbivores polyphages et stimuler l'alimentation des insectes qui sont spécialisés sur les crucifères. Des niveaux élevés de glucosinolates peuvent avoir un impact sur le développement des larves d'insectes, le poids des pupes, les œufs, le poids corporel et le taux de croissance (effet non systématique). Mais il existe une forte variabilité des réponses en matière de concentration de glucosinolates entre crucifères et entre sites d'étude, ce qui implique que des études supplémentaires sont encore nécessaires pour mieux comprendre les effets des mélanges d'espèces. Afin d'attester les effets des mélanges, les métriques sont la concentration en glucosinolate, la nature des molécules, le comptage des pontes d'insectes, et l'estimation de la prédation sur plante (dégâts foliaires).

Le principal intérêt des mélanges crucifères légumineuses en couverts pour la suppression des dégâts des insectes est de (i) perturber la capacité du ravageur à trouver un hôte grâce aux barrières physiques de la culture associée et (ii) avoir des effets répulsifs grâce liés à des molécules de la plante hôte.

Globalement malgré plusieurs études qui montrent un effet répressif sur des insectes par les mélanges de plantes de couverture (crucifères – légumineuses), les impacts sur plusieurs ravageurs spécifiques n'ont que rarement été étudiés. Des études complémentaires semblent nécessaires pour éviter que des mélanges inappropriés n'aient des effets non cibles et n'exacerbent les dégâts causés par certains insectes dans le système.

Bioagresseurs (limaces)

Afin de quantifier l'effet des associations sur les limaces, le nombre de plantes intactes et la surface des cotylédons consommée est quantifiée. Les glucosinolates présents dans les crucifères sauvages (Couëdel *et al.*, 2019) permettent de repousser les limaces mais la concentration dans les crucifères cultivées ne sont pas suffisantes. Ainsi, les crucifères cultivées sont attaquées par les limaces, même en mélange avec d'autres espèces de couvert. Ce sont deux molécules précises (glucobrassicine et gluconasturtin) qui sont impliquées dans la répulsion des limaces et il a été montré que les densités de limace grise des champs sont inversement proportionnelles à la concentration totale de glucosinolates dans le colza (Glen *et al.*, 1990) - résultat confirmé par pour d'autres limaces). Mais, étant donné l'importance du problème des limaces, très peu d'étude traitant de l'abondance des limaces dans les mélanges de cultures de couverture de crucifères et de légumineuses, bien que des interactions sont susceptibles de se produire entre les limaces et les cultures de couverture diversifiées (association de plantes attractives et de plantes non attractives).

3.3.3.3. Culture piège et plante compagne

Une revue centrale de Ratnadass *et al.* (2012) synthétise les effets de l'augmentation de la diversité végétale cultivée sur une large gamme de pathogènes et de ravageurs, comme par exemple les insectes, les acariens, les myriapodes, les nématodes, les adventices parasites, les champignons, les bactéries et les virus dans différents

systèmes de culture. L'examen de la littérature confirme qu'il n'est pas nécessairement vrai que la diversification végétale réduit l'incidence des ravageurs et des maladies. La capacité de certains ravageurs et pathogènes à utiliser une large gamme de plantes comme hôtes/réservoirs alternatifs est la principale limite au rôle suppressif de cette stratégie, mais toutes les autres voies identifiées pour le contrôle des ravageurs et des maladies basées sur la diversité des espèces végétales ont également certaines limites.

Plantes parasites

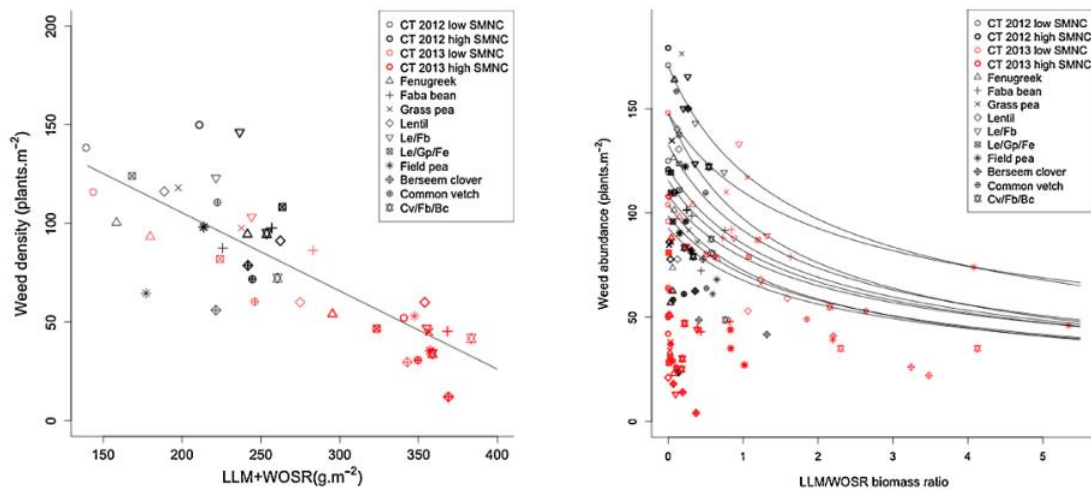
Les études sur des plantes parasites se limitent à quelques études sur le striga sur le maïs/sorgho en Afrique par l'utilisation d'une plante du genre *Desmodium* et sur l'orobanche avec l'utilisation de plantes pièges (Khan *et al.*, 2002 ; 2006 ; 2009). **Les orobanches sont des plantes parasites qui se greffent aux racines des cultures, les privant ainsi de toute nourriture. Elles provoquent des pertes considérables sur les cultures de légumineuses, tournesol, tabac.** Les plantes-pièges permettent la germination des graines d'orobanches mais celles-ci sont incapables de s'attacher aux racines de la plante hôte ce qui provoque leur mort. On appelle ce processus « la germination suicide ». Certaines gesses, les trèfles, le lin, la coriandre, la moutarde, etc. sont efficaces lorsqu'elles sont utilisées comme plantes-pièges.

Dans une culture associée sorgho-*Desmodium*, 100 % de contrôle du *Striga* a été obtenu (Reinhardt et Tesfamichael, 2011). Ejeta (2007) a signalé une réduction constante de l'infestation par le *Striga* dans une culture intercalaire de maïs et de dolique par rapport à une culture continue de maïs seul.

Adventices

L'utilisation de mulch vivants ou plantes compagnes, définis comme "une culture de couverture semée avant ou avec une culture principale et maintenue comme une couverture végétale vivante pendant toute la saison de croissance" (Hartwig et Ammon, 2002), est une solution prometteuse pour la lutte contre les adventices. Cette approche peut permettre un contrôle des adventices ou rendre possible l'utilisation de faibles niveaux de désherbage chimique (White et Scott, 1991 ; Ilnicki et Enache, 1992 ; Hiltbrunner *et al.*, 2007). Une large gamme de cultures est étudiée (Bergkvist, 2003). L'étude de Lorin *et al.* (2015) permet de démontrer l'intérêt d'associer des plantes compagnes à une culture dont la concurrence avec les adventices se fait en début de cycle, le colza. En effet, ce dernier a une capacité de compensation de fin de cycle, mais les plantes compagnes aident à limiter le développement des adventices sur la phase hivernale. Lorin *et al.* (2015) démontrent sur l'effet de sept espèces de légumineuses - le fenugrec, la féverole de printemps, le pois fourrager, la lentille, le pois fourrager, le trèfle d'alexandrie et la vesce commune de printemps - et trois mélanges de légumineuses, que leur présence en plante compagne du colza a diminué l'abondance des adventices avant l'hiver. Le pois fourrager, le trèfle d'alexandrie, la vesce commune et le mélange vesce commune/féverole/trèfle d'alexandrie se sont avérés particulièrement efficaces, quelles que soient les conditions de croissance, réduisant l'abondance des adventices de 20 à 75 % par rapport à la culture seule, en l'absence d'application d'herbicide. L'abondance des adventices avant l'hiver était négativement corrélée à la biomasse totale des cultures associées (Figure 3-32), et cette relation dépendait de l'espèce de légumineuse considérée. Comme pour les autres cultures associées de légumineuses, le niveau d'azote minéral du sol a eu une forte influence sur la structure des cultures associées, modifiant la proportion de biomasse de légumineuses produite. Le ratio de biomasse légumineuse/colza s'est également avéré être un indicateur utile dans toutes les conditions de croissance (Figure 3-32) : plus le ratio est élevé, plus le contrôle des adventices est efficace. Cependant, un ratio élevé était associé à un risque plus élevé de concurrence avec la culture commerciale.

Figure 3-32. Relations entre la biomasse du colza (WOSR) + plante compagnes (LLM) et la densité ou la biomasse d'adventices selon les années d'essai et la plante compagne testée (figure extraite de Lorin *et al.*, 2015)



3.3.3.4. Agroforesterie

Effets sur les bioagresseurs

Adventices et plantes parasites

Si plusieurs reviews (Singh *et al.*, 2003 ; Jose *et al.*, 2004 ; Kholi *et al.*, 2007 ; Sileshi *et al.*, 2008 ; Malézieux *et al.*, 2009 ; Ratnadass *et al.*, 2012) et une des deux méta-analyses (Pumarino *et al.*, 2015) traitent des effets de l'agroforesterie sur les adventices, seulement neuf études du corpus portent sur les adventices, dont 7 en milieu tropical (Amérique du Sud : Brésil et Pérou / Afrique : Cameroun, Kenya / Pacifique : îles Samoa), 2 en milieu tempérés (France), et une en milieu semi-aride (Nigeria). Les systèmes agroforestiers considérés sont principalement des cultures annuelles (Maïs ou céréales) sous des rangées d'arbres de service. Les études portant sur les **adventices pérennes ou annuelles** traitent généralement de l'ensemble des espèces présentes sur la parcelle, à l'exception de Lojka *et al.* (2011) portant spécifiquement sur *Imperata brasiliensis*. Pour les **plantes parasites**, les études portent principalement sur *Striga hermontica* et sont toutes localisées en Afrique de l'Est (Kenya, Tanzanie, Zambie, et Ethiopie). Enfin, à l'exception de Boinot *et al.* (2020) suivant la prédation des graines d'adventices par les carabes, toutes les études du corpus suivent l'abondance des adventices (biomasse, densité ou ratio adventices/plantes cultivées), trois suivent les rendements, et deux la diversité des adventices.

Dans l'ensemble, **les effets de l'agroforesterie sur l'abondance des adventices sont positifs**. L'ombrage (Lojka *et al.*, 2011), la présence d'un mulch et une compétition accrue pour les ressources, et une meilleure nutrition des plantes augmentant leur compétitivité sont les mécanismes sous-jacents principalement invoqués. Des effets allélopathiques des arbres sur les adventices ont également été observés (Singh *et al.*, 2003 ; Jose *et al.*, 2004). La seule étude (Boinot *et al.*, 2020) portant sur l'activité des carabes granivores indique une augmentation de leur densité et de leur activité dans des systèmes de culture biologique, mais pas dans les systèmes de culture en conventionnel. Il est à noter également un effet positif des systèmes agroforestiers séquentiels sur la gestion des adventices, en particulier en Afrique de l'Est ([Ekeleme *et al.*, 2004 ; 2005 ; Sileshi et Mafongoya, 2003 ; Sileshi *et al.*, 2006] cit. in Pumarino *et al.*, 2015).

Pour les **plantes parasites**, les effets de l'agroforesterie sont **très positifs**. L'émission d'exsudats racinaires par les arbres déclenchant une germination suicide de la plante parasite *Striga hermontica* permet un niveau de contrôle quasi-total, et de meilleur rendement du mil (Gworgwor, 2007). Par le même mécanisme, les systèmes agroforestiers séquentiels sont également très performant pour le contrôle de cette plante ([Gacheru et Rao, 2005 ; Kiwia *et al.*, 2009 ; Matata *et al.*, 2011 ; Reda *et al.*, 2005 ; Sjögren *et al.*, 2010] cit. in Pumarino *et al.*, 2015). D'autres mécanismes, comme la réduction de la température limitant la germination, ou la présence d'un mulch ont été avancé pour expliquer le contrôle de *S. hermontica*.

Insectes et maladies vectées

La grande majorité des reviews, ainsi que les deux méta-analyses du corpus traitent des bioagresseurs insectes. Dans le corpus, 40 études traitent des insectes bioagresseurs, dont 3 en tant que vecteurs de maladies. 28 études portent sur des milieux tropicaux (en Amérique du Sud et centrale : Mexique (2), Costa Rica (2), Brésil (1) et Equateur (1) ; En Afrique : Kenya (6), Cameroun (3), Ouganda (2), Ghana (1), Côte d'Ivoire (1) ; En Asie : Malaisie (2), Indonésie (2), Philippines (1), Vietnam (1) ; En Océanie : Papouasie-Nouvelle Guinée (1) ; Dans le Pacifique : Hawaii (1) ; En France (DROM) : Guadeloupe (1)), 11 sur des milieux tempérés (France (5) ; USA (2) ; Chine (1) ; Afrique du Sud (1)), et 5 sur des milieux semi-arides (Kenya (4) et Nigéria (1)), sur tous les continents et dans une très grande diversité de pays. Une grande diversité de systèmes agroforestiers est étudiée, principalement autour de la culture du cacao, du café et du citron ainsi que du maïs et du riz. Les insectes étudiés sont les principaux bioagresseurs de ces cultures, comme le foreur des cabosses du cacao (*Conopomorpha cramerella*), les miridés (*Sahlbergella*, *Distantiella*), le scolyte du grain de café (*Hypothenemus hampei*), la chenille mineuse du café (*Leucoptera coffeina*) ou encore le foreur du maïs (*Busseola fusca*). Les métriques utilisées dans les études sont l'abondance des bioagresseurs (22), les dégâts observés sur les plantes (13) et les rendements (5). Les métriques pour les ennemis naturels sont l'abondance (19), la diversité (9) et l'activité (6).

Dans leur méta-analyse portant quasi-exclusivement sur des **milieux tropicaux**, Pumarino *et al.* (2015) rapportent une **réduction significative** de l'abondance et des dommages causés par les insectes phytophages **sur les cultures pérennes** (e.g. café et cacao) mais **pas d'effet significatif sur les cultures annuelles**.

Plus précisément pour les **cultures pérennes**, Schroth *et al.* (2000) rapportent des effets positifs de l'ombrage sur l'abondance et les dommages causés par les bioagresseurs du cacao, en particulier des miridés (*Distantiella theobroma* et *Sahlbergella singularis*) et des syrphes (*Selenothrips rubrocinctus*), résultats confirmés par une étude plus récente (Riedel *et al.*, 2019) dans des plantations en Malaisie. En revanche, Schroth *et al.* (2000) rapportent des résultats plus ambivalents de l'ombrage sur le café et le thé. Un bon exemple de l'ambivalence des effets de l'agroforesterie sur les insectes bioagresseurs du café est donné par Jonsson *et al.* (2015) dans une étude sur deux bioagresseurs majeurs du café (*Coffea robusta*) en Ouganda ; le foreur du grain de café (*Hypothenemus hampei*) et le foreur de la tige (*Monochamus leuconotus*). Alors que l'ombrage diminue l'abondance d'*H.hampei*, il augmente l'abondance de *M. leuconotus* rendant l'impact de l'agroforesterie sur la régulation naturelle très contexte-dépendant. Dans l'ensemble les mécanismes en jeu dans la régulation des insectes bioagresseurs sur les cultures pérennes dans les milieux tropicaux sont bien renseignés dans la littérature, et il est rapporté qu'ils peuvent tous jouer un rôle dans la régulation naturelle des insectes bioagresseurs. En particulier, l'hétérogénéité spatiale et le recrutement des ennemis naturels ont un impact très positif, et l'ombrage un impact globalement positif. Deux exemples d'interactions entre bioagresseurs (Wielgloss *et al.*, 2012) et entre ennemis naturels (Pardee *et al.*, 2011) sont donnés dans le corpus, ainsi que des études approfondies sur plusieurs variables du système modulant les effets de l'agroforesterie sur les insectes bioagresseurs comme la proximité de la végétation naturelle, l'altitude, ou encore l'arrangement spatial (densité et configuration) (Mvondo *et al.*, 2020).

Pour les **cultures annuelles**, il existe toutefois des exemples positifs de mécanismes de régulation naturelle associés à l'agroforesterie. Une étude du corpus rapporte par exemple un effet barrière positif des rangées de *Leucaena* sur l'abondance de la foreuse de la tige du maïs (*Chilo partellus*, *C. orichalcociliellus* and *Sesamia calamistis*) dans une association avec le maïs au Kenya (Ogol *et al.*, 1999), conduisant à une réduction significative de l'abondance du bioagresseur. Si les systèmes agroforestiers avec des cultures annuelles peuvent augmenter l'abondance des ennemis naturels, comme rapporté par Harterreiten-Souza *et al.* (2014) (*cf. infra*), leur effet sur l'activité des ennemis naturels (taux de prédation et de parasitisme), et sur le contrôle des bioagresseurs semble être neutre voire négatif ([Ogol *et al.*, 1998 ; Midega *et al.*, 2004] cit. in Pumarino *et al.*, 2015). Enfin, dans une étude sur un système d'association d'arbres légumineux (*Gliricidia sepium* ou *Cassia spectabilis*) avec du riz (*Oryza sativa* L.) ou du maïs (*Zea mays*) (MacLean *et al.*, 2003, cit. in Pumarino *et al.*, 2015) observent de meilleurs rendements des cultures, qu'ils associent à la fertilisation apportée par le mulch utilisé comme engrais vert, mais une augmentation des attaques du riz par les larves de la mouche du riz *Atherigona oryzae*, augmentation qu'ils associent à une vigueur plus grande et donc une appétence plus forte des cultures pour le bioagresseur.

Dans leur méta-analyse portant spécifiquement sur les **milieux tempérés**, Staton *et al.* (2019) rapportent une **diminution significative des insectes bioagresseurs**, mais un effet peu étudié et ambivalent sur les rendements et le contrôle biologique, ainsi qu'une évaluation des bénéfices économiques associés au service de contrôle qui reste à assurer. Hormis pour le puceron (*Myzus persicae*), Imbert *et al.* (2020) ne trouvent pas, par modélisation, de

preuves d'un effet barrière des arbres à l'immigration des bioagresseurs sur une parcelle de pommiers associés à des légumes en France. L'effet d'attraction des ennemis naturels par les arbres est ambivalent dans les études du corpus ([Imbert *et al.*, 2020 ; Grout et Stephen, 1995] cit. in Rao *et al.*, 2000), l'effet spillover est très dépendant des espèces associées (Tixier *et al.*, 2015) et du système de culture (biologique ou conventionnel) (Boinot *et al.*, 2020). Le taux de prédation très dépendant des conditions microclimatiques (Martin-Chave, 2019 a,b).

Les deux méta-analyses du corpus ne traitent pas des **maladies vectées**, qui sont cependant mentionnées dans quelques reviews et dans trois études du corpus (Ichinose *et al.*, 2012 ; Zakra *et al.*, 1986, cit. in Schroth *et al.*, 2000 ; Yudin *et al.*, 1986, cit. in Rao *et al.*, 2000). Un système d'association goyavier (*Psidium guajava*) et citronnier (*Citrus Nobilis*) ne permet pas de réduire durablement les infections du citronnier par la bactérie responsable du verdissement des agrumes (*Candidatus Liberibacter asiaticus*) vectée par le psylle *Diaphorina citri* au Vietnam (Ichinose *et al.*, 2012). De même dans une association entre le riz (*Oryza sativa*) et le cocotier (*Cocos nucifera L.*) en Côte d'Ivoire, Zakra *et al.* (1986, cit. in Schroth *et al.*, 2000) ont constaté que le riz est un habitat favorable pour les cicadelles (*Sogatella cubana*, *Sogatella kolophon* et *Recilia mica*), et entraîne une augmentation de l'incidence de deux maladies vectées du cocotier, la Pourriture sèche du cœur (*Phytoplasma stahelii*) et le Blast. Enfin, le thrips *Frankliniella occidentalis* vecteur du virus de la maladie bronzée de la tomate (*Tomato spotted wilt orthotospovirus*) a été observé utilisant l'arbre agroforestier *Leucaena leucocephala* comme hôte alternatif à Hawaii (Yudin *et al.*, 1986, cit. in Rao *et al.*, 2000).

Pathogènes – champignons, bactéries et maladies

L'impact de l'agroforesterie sur les pathogènes n'est pas abordé dans la méta-analyse de Staton *et al.* (2019), ni dans aucune étude du corpus sur les milieux tempérés. Les effets de l'agroforesterie sur les pathogènes en milieu tempéré sont donc encore aujourd'hui décrits de façon théorique, ou par analogie avec les effets dilution, barrière ou microclimat observés dans le cadre d'autres associations de culture. Les effets de l'agroforesterie sur les pathogènes en milieu tropical sont mieux étudiés, présentés en particulier par Schroth *et al.* (2000), mais ne représentent que deux études (sur quarante-deux) de la méta-analyse de Pumarino *et al.* (2015). Ils représentent 12 études du corpus, en Afrique, en Amérique du Sud et en Asie, principalement sur le cacao et le café, mais également sur la banane, le maïs, le riz ou le haricot, dans des systèmes d'agroforesterie complexe ou de cultures (pérennes ou annuelles) sous ombrage. Toutes les études du corpus donnent une mesure de l'abondance et/ou des dégâts causés par les pathogènes, et seulement la moitié fournissent une mesure du rendement.

Les effets de l'agroforesterie sur les pathogènes sont plus équivoques que sur les insectes (Schroth *et al.*, 2000). Pour le cacao par exemple, alors que l'incidence du champignon responsable de la pourriture brune des cabosses du cacaoyer *Phytophthora megakarya*, est favorisé par l'ombrage (Lass, 1985, cit. in Schroth *et al.*, 2000 ; Beer *et al.*, 1997 ; Berry, 2001 cit. in Malézieux *et al.*, 2009), l'incidence du champignon *Colletotrichum gloeosporioides* responsable de l'antracnose est à l'inverse défavorisé par l'ombrage (Beer *et al.*, 1997 ; Chandra Mohanan *et al.*, 1989 cit. in Schroth *et al.*, 2000), et pour certains champignons comme *Corticium salmonicolor* responsable de la maladie rose des branches les incidences maximales sont atteintes pour des niveaux d'ombrage intermédiaires (Schroth *et al.*, 2000). Dans une étude récente sur les maladies du café dans des systèmes d'agroforesterie complexe au Nicaragua, Durand-Bessart *et al.* (2020) traitent l'effet de l'ombrage comme un effet dose-dépendant, et observent un effet positif sur plusieurs maladies du café à faible dose, puis négatif au-delà d'un certain seuil. De plus, pour certaines maladies, les niveaux de densité de végétation requis pour une régulation efficace par l'ombrage peuvent augmenter la compétition entre arbres et plantes cultivées, engendrant des stress qui réduisent la tolérance et la résistance des plantes aux pathogènes et/ou des pertes de rendement qui compensent ou dépassent les effets bénéfiques de la régulation par l'ombrage (Koech et Whitbread, 2006, cit. in Pumarino *et al.*, 2015). Un effet barrière positif du mulch a été proposé par Riedel *et al.* (2019) pour la pourriture brune des cabosses du cacaoyer (*Phytophthora megakarya*) dans des plantations de cacao en Malaisie. La faible diversité taxonomique des arbres peut favoriser les épidémies (Evans *et al.*, 2003, cit. in Ratnadass *et al.*, 2012), mais les champignons ayant de grandes capacités de dispersion par le vent, la diversité intraspécifique des peuplements d'arbres (individus présentant des susceptibilités différentes au pathogène) n'a pas d'effet (Evans, 1998, cit. in Schroth *et al.*, 2000). La fertilisation azotée apportée par des arbres (légumineuses ou *via* le mulch) pourrait, dans certains cas, favoriser le développement de certains champignons, comme la pyriculariose du riz (Maclean *et al.*, 1992). Enfin, l'hypothèse d'une stimulation d'une microflore antagoniste des pathogènes par la présence de la biomasse du mulch est parfois avancée (Ratnadass *et al.*, 2012), mais aucune étude du corpus n'en a quantifié les effets.

L'effet de l'agroforesterie sur le développement des pathogènes dépend enfin de la structure du système, en particulier sa densité (Gidoïn *et al.*, 2014) et sa configuration (agrégée, régulière ou aléatoire) (Mvondo *et al.*,

2020). Armengot *et al.* (2020) ont également démontré que l'agroforesterie n'avait pas d'effet négatif sur les monilioses (*Moniliophthora roreri*) dans des plantations de cacao en Bolivie, sous réserve de la mise en place de pratiques de gestion adéquates (consistant en particulier à retirer les sources d'inoculum de la parcelle).

Nématodes

L'effet de l'agroforesterie sur les populations de nématodes est très peu abordé dans la littérature, uniquement dans des milieux tropicaux et semi-aride. Banful *et al.* (2000) rapportent des effets positifs de l'association de *Flemingia macrophylla* avec la banane plantain au Ghana, permettant une gestion des nématodes *via* l'émission de composés nématotoxiques sous forme d'exsudats racinaires, ou issus de la décomposition du mulch, ainsi que *via* une stimulation des antagonistes microbiens des nématodes. L'agroforesterie peut également déplacer l'équilibre des communautés de nématodes, d'obligatoirement phytophage vers phytophage facultatif comme constaté par Blanchart *et al.* (2006), Wang *et al.* (2004 et 2006, cit. in Ratnadass *et al.*, 2012) pour les systèmes agroforestiers simultanés et Kandji *et al.* (2002, cit. in Pumarino *et al.*, 2015) dans le cadre d'un système agroforestier séquentiel.

Autres bioagresseurs (Rongeurs et Oiseaux)

Les ravageurs mammifères ou oiseaux ne sont pas pris en compte dans les méta-analyse du corpus, et très peu abordés dans les revues du corpus. Sept études du corpus traitent de ces bioagresseurs, sans qu'ils soient l'objet principal de l'étude. Parmi ces études, 6 portent sur des milieux tropicaux (en Afrique, en Amérique du Sud et en Asie) et une sur un milieu tempéré (en Angleterre). Les systèmes agroforestiers considérés sont en grande majorité des systèmes de cultures annuelles sous une culture pérenne, à l'exception d'un système d'agroforesterie complexe. Quatre études mentionnent les dommages causés par les oiseaux, et 4 les dommages causés par des rongeurs (souris, rats et agoutis).

Toutes les études rapportent un effet négatif de l'agroforesterie sur les dommages, e.g. consommation des graines au sol et sur les plantes matures. Si 6 études rapportent que les arbres fournissent un refuge aux ravageurs causant des dommages aux cultures, Zakra *et al.* (1986, cit. in Schroth *et al.*, 2000) constatent à l'inverse des dégâts sur les jeunes cocotiers en présence du riz qui attire les ravageurs sur la parcelle. Cependant, les ravageurs (rongeurs et oiseaux) n'étant mentionnés que lorsqu'ils ont perturbé le déroulé des expériences de terrain, aucune conclusion ne peut être tirée concernant les effets de l'agroforesterie sur cette catégorie de bioagresseurs.

Gastéropodes

Les gastéropodes (limaces) sont quasiment absents de la littérature, et ne concernent que les milieux tempérés. Ils sont pris en compte dans la méta-analyse de Staton *et al.* (2019), et font l'objet d'une unique étude du corpus (Griffiths *et al.*, 1998), dans un système d'*alley cropping* au Royaume-Uni. L'absence de perturbation, en particulier de travail du sol, sous les rangées d'arbres fournit un refuge pour les gastéropodes, à partir desquels ils sont en capacité d'envahir la parcelle (Staton *et al.*, 2019)

Effets sur les ennemis naturels

Les ennemis naturels sont traités dans la grande majorité des reviews du corpus, dont une porte spécifiquement sur le rôle des fourmis dans les systèmes agroforestiers tropicaux (Philpott et Armbrrecht, 2006), ainsi que dans les deux méta-analyses du corpus. Parmi les articles du corpus, 31 traitent des ennemis naturels, dont 10 dans des milieux tempérés (France, USA, Chine et Afrique du Sud), et 21 dans des milieux tropicaux, dont une grande majorité (17) traite de systèmes de culture sous ombrage ou d'agroforesterie complexe avec du café ou du cacao, 3 de systèmes avec des cultures annuelles (maïs) au Kenya, et un d'un système d'association d'une plante de service avec le citronnier dans des vergers en Guadeloupe. A l'exception de Boinot *et al.* (2020) étudiant les carabes granivores, l'ensemble des ennemis naturels étudiés dans le corpus sont des ennemis naturels des insectes. La grande majorité des ennemis naturels étudiés sont des insectes, 7 études traitent des araignées, 3 des acariens parasitoïdes, 2 des champignons entomopathogènes, et 2 de macro prédateurs (oiseaux insectivores et chauve-souris) (Peters et Greenberg, 2013 ; Sow *et al.*, 2020). Les métriques utilisées pour la régulation naturelle sont l'abondance (25) la diversité (13) et l'activité (10) des ennemis naturels. Seulement 14 études donnent également une mesure de l'abondance des bioagresseurs, 3 une mesure des dégâts, et une des dommages (Stamps *et al.*, 2009).

Les effets de l'agroforesterie sur l'abondance et l'activité des ennemis naturels dans les **systèmes tropicaux** d'associations entre **cultures pérennes** (café et cacao sous ombrage, ou dans des systèmes d'agroforesterie complexe) sont **bien documentés et positifs**. Pour les systèmes d'associations avec des **cultures annuelles**, en **milieu tropical ou tempéré**, les résultats sur l'abondance des ennemis naturels et leur activité sont **moins documentés et apparaissent plus ambivalents**.

En milieu tempéré, la seule méta-analyse du corpus (Staton *et al.*, 2019) rapporte une augmentation de l'**abondance** des ennemis naturels dans les systèmes agroforestiers. Hormis Grout et Stephen (1995, cit. in Rao *et al.*, 2000), les articles du corpus ne vont cependant pas dans le même sens que la méta-analyse. Un contre-exemple est rapporté par Imbert *et al.* (2020) dans un système d'association pommier et choux en France, observant plus de prédateurs pour 3 des 6 taxons étudiés (centipèdes, dermoptères et fourmis) dans le système contrôle (choux uniquement) que dans le système agroforestier, et Smits *et al.* (2012) rapportent une absence d'effet des rangées d'arbres sur l'abondance des ennemis naturels du puceron dans un système d'association avec du blé. Il est à noter que ces deux résultats sont décrits comme inattendus par les auteurs. Martin-Chave *et al.* (2019a,b), Tixier *et al.* (2015) et Boinot *et al.* (2020) rapportent quant à eux une forte contexte-dépendance des effets de l'agroforesterie, vis-à-vis de l'espèce d'ennemis naturels considérée (Martin-Chave *et al.*, 2019a et 2019b ; Boinot *et al.*, 2020), des conditions météorologiques (Martin-Chave *et al.*, 2019a et 2019b), des espèces (ou cultivar) de plantes cultivées (Tixier *et al.*, 2015), et du système de gestion dans les allées, entre conventionnel et biologique (Boinot *et al.*, 2020). Concernant l'**activité** des ennemis naturels, Staton *et al.* (2019) rapportent un effet ambivalent et peu documenté de l'agroforesterie sur le contrôle des bioagresseurs, ainsi que des effets encore moins documentés sur une éventuelle réduction des dommages aux cultures. Boinot *et al.* (2020) et Kranz *et al.* (2019) expliquent des effets faibles des ennemis naturels sur la régulation par un faible spillover, des rangées d'arbres vers la parcelles (Boinot *et al.*, 2020), ou des arbustes vers la strate arborée (Kranz *et al.*, 2019). L'activité des ennemis naturels dans les milieux tempérés est également sujette à une forte contexte-dépendance, e.g. vis-à-vis des conditions météorologiques (Martin-Chave *et al.*, 2019a et 2019b).

En milieu tropical, l'agroforesterie permet généralement d'augmenter les populations d'ennemis naturels (Pumarino *et al.*, 2015 ; Sileshi *et al.*, 2008). Sur les **systèmes simultanés** d'associations avec des **cultures annuelles**, les études du corpus ([Ogol *et al.*, 1998 ; Midega *et al.*, 2004] cit. in Pumarino *et al.*, 2015) portant sur des systèmes d'association de *Leucaena* avec du maïs au Kenya ne permettent pas de confirmer l'hypothèse des ennemis naturels (voir section 3.3.2.5), mais des preuves de cette hypothèse ont été constatées pour des **systèmes séquentiels** avec des arbres légumineux planté avant le maïs en Zambie (Sileshi et Mafongoya, 2006 a et b, cit. in Pumarino *et al.*, 2015). Sur les **systèmes simultanés** d'associations avec des **cultures pérennes** (cacao ou café), représentant la majorité des articles du corpus, les effets rapportés sont très positifs. Les effets de l'agroforesterie sur les populations de fourmis prédatrices sont bien étudiés (Philpott et Armbrrecht, 2006), et positifs, à la fois sur l'abondance des fourmis et sur la réduction des populations de bioagresseurs, comme le scolyte du grain de café (e.g. Beihle *et al.*, 2020) et la mineuse des feuilles du café (e.g. De la Mora *et al.*, 2008), ou les miridés pour le cacao (Way et Khoo, 1991). Un effet positif sur l'abondance d'araignées est également rapporté dans la littérature (Stenchly *et al.*, 2011 ; Karungi *et al.*, 2015), ainsi qu'un effet positif sur l'abondance et l'activité des guêpes (e.g. Hoehn *et al.*, 2009) et des acariens parasitoïdes (Mailloux *et al.*, 2010, cit. in Ratnadass *et al.*, 2012). Peters *et al.* (2013) en étudiant le lien entre la provision de fruits et la régulation naturelle par les oiseaux insectivores rapportent une régulation significative des insectes par les oiseaux dans les systèmes agroforestiers, ainsi qu'un effet positif de la provision de fruits sur l'abondance des oiseaux, mais aucun effet sur la prédation des insectes. Sow *et al.* (2020) dans une étude sur les systèmes agroforestiers avec du millet au Sénégal rapportent également une influence des arbres sur l'abondance des oiseaux insectivores et des chauve-souris, ainsi qu'une contribution de ces macro-prédateurs à la régulation naturelle de l'insecte *Heliocheilus albipunctella*. Il a également été observé que l'agroforesterie, *via* un effet ombrage favorable, peut augmenter l'activité des champignons entomopathogènes (Moreira *et al.*, 2019).

Éléments de contexte modulant les effets de l'agroforesterie sur la régulation naturelle des bioagresseurs

La grande diversité des systèmes agroforestiers et des contextes biogéoclimatiques étudiés rend difficile la formulation de conclusions générales sur les effets de l'agroforesterie qui soient indépendantes des contextes locaux. Les principales distinctions, entre **agroforesterie en milieu tropical, tempéré ou semi-aride** ainsi qu'entre **agroforesterie avec des cultures annuelles ou pérennes** ont été intégrées dans la synthèse ci-dessus. Au-delà de ces éléments de contexte principaux, il reste cependant de nombreux éléments de contexte susceptibles de moduler l'amplitude ou le sens des effets.

Ainsi l'**arrangement spatial** et la **densité** d'arbres (e.g. nombre de d'arbres par hectares, espacement des rangées d'arbres pour les systèmes en rang, ou encore degré d'ouverture de la canopée) peuvent modifier par exemple le taux d'ombrage (microclimat) ou l'intensité des interactions entre plantes et arbres, en particulier la compétition. Gidoïn *et al.* (2014), en analysant les effets distincts de différentes variables des systèmes d'agroforêt à base de cacao (*Theobroma cacao*) au Cameroun par une approche de partitionnement hiérarchique, rapportent que les systèmes avec une faible densité d'arbres arrangés de façon aléatoire défavorisent les miridés, alors que des densités plus fortes, et un arrangement spatial agrégé ont tendance à les favoriser. Avec une approche similaire de partitionnement hiérarchique dans des systèmes agroforestiers à base de café en Equateur, Teodoro *et al.* (2008, cit. in Pumarino *et al.*, 2015) rapportent que la structure du système et sa densité (agroforêts, système sous ombrage ou plantation abandonnée) ont une influence sur les densités du scolyte du grain de café *Hypothenemus hampei* et de l'acarier *Oligonychus ilicis* mais pas sur la mineuse des feuilles *Leucoptera coffeella*. Mvondo *et al.* (2020) dans une étude sur le verdissement des agrumes dans des vergers de citron au Cameroun montrent quant à eux que la structure en rang des citronniers réduit significativement l'incidence de la maladie, comparée aux structures agrégées et aléatoires. L'**orientation** des rangées peut également jouer sur l'effet barrière à la dispersion de certains bioagresseurs (Schroth *et al.*, 2000).

Les **variables du paysage** dans lequel le système forestier s'inscrit ont également une influence sur les effets de l'agroforesterie. Une variable revenant souvent dans les articles du corpus est la **proximité du système à la végétation naturelle** influençant en particulier les communautés d'arthropodes et de macro-prédateurs ennemis naturels (oiseaux et chauve-souris). Dans une étude définissant trois modalités d'ombrage et trois distances à la végétation naturelle, dans des plantations de café en Ouganda, Karungi *et al.* (2015) rapportent que la proximité de la végétation naturelle augmente l'abondance des hyménoptères bioagresseurs *Coccus spp.* et *Planococcus spp.* mais diminue celle des pucerons *Toxoptera aurantii*, et a un effet tout autant ambivalent sur leur ennemis naturels. De plus les auteurs observent de fortes corrélations entre la proximité de la végétation naturelle et les effets de l'ombrage, corrélation positive pour *Coccus spp.*, positive également *Planococcus spp.*, pour qui les effets de l'ombrage sont significatifs uniquement à proximité de la végétation naturelle, mais négative pour *T. aurantii*. Dans une étude similaire sur variable plus originale de **l'altitude du système** (2 modalités) et son lien avec les effets de l'ombrage (3 modalités) dans des plantations de café en Ouganda, Jonsson *et al.* (2015) rapportent un effet négatif plus fort à basse altitude de l'ombrage sur l'abondance et les dégâts causés par le foreur des tiges *Monochamus leuconotus*.

Les **variables météorologiques**, et en particulier **l'alternance des saisons** dans les milieux tempérés, ainsi qu'entre saison sèche et humide en milieu tropical peuvent également influencer les effets de l'agroforesterie. Dans une étude sur les guêpes parasitaires (*Rhynchium haemorrhoidale*) dans des plantations de cacao en Indonésie, Hoehn *et al.* (2009) constatent une forte saisonnalité dans l'abondance et l'activité des guêpes, avec des densités-activités plus fortes durant la saison des pluies. De même, l'activité de certaines fourmis prédatrices du scolyte du grain de café est favorisée durant la saison humide dans des plantations de café en Colombie (Armbrecht et Gallego, 2007), et en milieu tempéré, si l'agroforesterie permet de diminuer les extrêmes de températures sur les cultures, Martin-Chave *et al.* (2019a) rapportent une forte variation de son impact sur les populations d'ennemis naturels (carabes et araignées) entre le mois de juin et le mois d'août, dans un système d'association avec des laitues en France.

Enfin plusieurs **pratiques de gestion** des arbres et des plantes peuvent être adoptées pour optimiser les effets de l'agroforesterie sur la régulation naturelle des bioagresseurs. Ainsi l'élagage des arbres ombrageants (Schroth *et al.*, 2000 ; Rao *et al.*, 2000 ; Sileshi *et al.*, 2008), une récolte fréquente des fruits et la suppression régulière des fruits infectés (Armengot *et al.*, 2020), une gestion des peuplements en remplaçant les arbres anciens par de nouveau dans les systèmes agroforestiers à base de cacao (Tscharntke *et al.*, 2011), ainsi que le maintien d'une certaine diversité au sein des peuplements d'arbres (Tscharntke *et al.*, 2011 ; Schroth *et al.*, 2000) ont été préconisés. Dans une étude comparant deux systèmes de cultures du cacao, un système agroforestier et un système conventionnel sans ombrage en Bolivie, Armengot *et al.* (2020) soulignent l'importance de ces pratiques de gestion (en particulier récolte et suppression des fruits infestés), grâce auxquelles aucune différence dans l'incidence des bioagresseurs (en particulier des pathogènes) n'a été constaté entre les deux systèmes. Dans un système d'*alley cropping* avec des céréales en France, Boinot *et al.* (2020) ont démontré que la densité et l'activité des ennemis naturels est très dépendante du système de culture dans les allées. Alors qu'elles sont diminuées de moitié pour les carabes dans les systèmes conventionnels, elles sont multipliées par deux dans les systèmes biologiques.

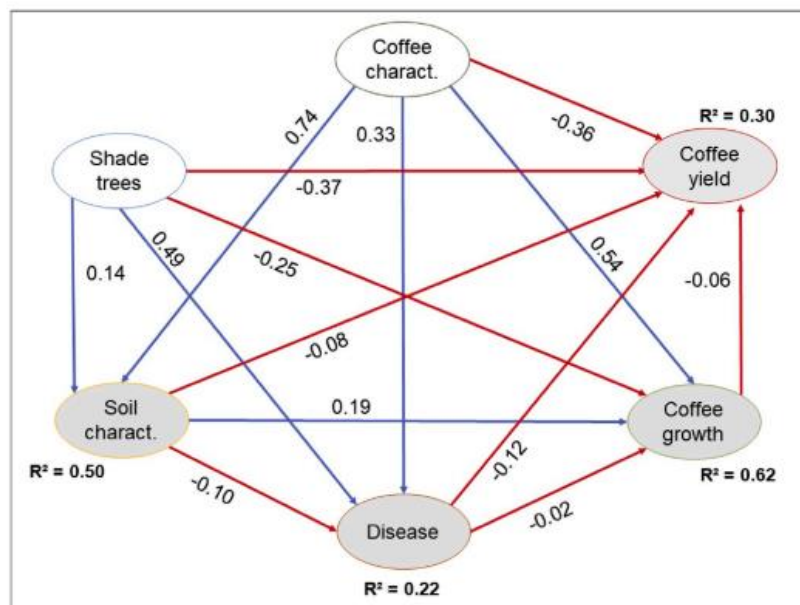
Domages et rendements en lien avec la régulation naturelle des bioagresseurs dans les systèmes agroforestiers

Les effets de l'agroforesterie sur les rendements dépassent largement la réduction des dommages causés par les bioagresseurs, et sont en particulier liés à la compétition entre plantes pour l'eau et la lumière et à la fertilisation des sols par les arbres (Schroth *et al.*, 2000 ; Malézieux *et al.*, 2009).

Dans la majorité des systèmes agroforestiers, les arbres associés sont également valorisés (production fruitière, ou de bois d'œuvre voire de bois-énergie), ce qui peut compliquer les comparaisons de rendements avec les systèmes non-agroforestiers (Riedel *et al.*, 2019), et encourager une comparaison fondée sur la rentabilité des systèmes (Stamps *et al.*, 2009 ; Riedel *et al.*, 2019). Dans une récente synthèse de méta-analyses, Beillouin *et al.* (2021) présentent des *effect-sizes* de l'agroforesterie sur les rendements assez variés selon le type de système : - 19% pour les systèmes de cultures pérennes sous ombrage (e.g. café ou cacao) quasi-exclusivement en milieu tropical, effet principalement dû à une réduction de la disponibilité en lumière (Schroth *et al.*, 2000 ; Sileshi *et al.*, 2008), + 31% pour les systèmes d'association avec des cultures annuelles (*alley cropping*) tous milieux confondus, et + 47% pour les systèmes d'associations de cultures avec des arbres clairsemés dans les milieux semi-arides (*parklands*). Le calcul de l'*effect-size* effectué ne permet pas de distinguer si les effets rapportés ont été observés par rapport à des systèmes avec ou sans intrants (pesticides et azote minéral en particulier). Si les systèmes d'*alley cropping* ne contribuent pas nécessairement à une augmentation des rendements des céréales par rapport aux systèmes en monoculture dans les milieux tempérés (Ivezic *et al.*, 2021), ils peuvent contribuer à réduire les écarts de rendement entre les différentes régions du monde où ils sont pratiqués, expliquant en partie les résultats obtenus par Beillouin *et al.* (2021).

Dans une récente étude sur les déterminants du rendement dans des systèmes d'agroforesterie complexe à base de café au Nicaragua, Durand-Bessart *et al.* (2020) confirment, par une approche d'équation structurelle (*partial least square path modelling*), l'impact négatif des arbres ombrageants sur la croissance et le rendement des caféiers, ainsi que sur le développement des maladies (Figure 3-33).

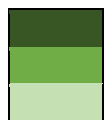
Figure 3-33. Résultats d'un modèle d'équations structurelles représentant les liens (positifs ou négatifs) entre les différentes composantes d'un système agroforestier à base de caféier sous ombrage (figure extraite de Durand-Bessart *et al.*, 2020)



Synthèse sur l'agroforesterie

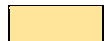
Légende du Tableau 3-12 :

- **Nature de l'effet de la modalité de diversification sur la régulation du bioagresseur concerné :**

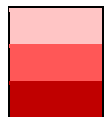


Consensus de la littérature en faveur d'un effet positif sur la régulation du bioagresseur.

Le niveau d'intensité du vert traduit le niveau de consensus de la littérature sur le sens positif de l'effet (plus le vert est foncé, plus le consensus est fort)



Absence de consensus de la littérature : effet ambigu



Consensus de la littérature en faveur d'un effet négatif sur la régulation du bioagresseur.

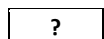
Le niveau d'intensité du rouge traduit le niveau de consensus de la littérature sur le sens négatif de l'effet (plus le rouge est foncé, plus le consensus est fort)



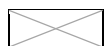
0 Pas d'effet significatif (des travaux existent mais ne mettent en évidence aucun/très peu d'effet)



Hypothèses théoriques sur l'existence d'un effet sur la régulation du bioagresseur mais pas de preuves

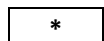


Information insuffisante pour conclure (y compris sur le plan théorique)

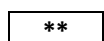


Cas de figure qui n'a pas lieu d'être investigué car il ne correspond à aucune réalité "physique"

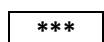
- **Niveau d'investigation de ces effets dans la littérature (recul scientifique) :**



littérature **rare/très peu abondante** (mais suffisamment robuste pour conclure)



littérature **relativement abondante** mais **pas (ou très peu) de travaux de synthèse/reviews**



littérature **abondante** incluant des **travaux de synthèse/reviews**

BIOAG : bioagresseur ; EN : ennemi naturel

Tableau 3-12. Synthèse des effets de l'agroforesterie sur la régulation des bioagresseurs

→ Mécanismes écologiques →

			Adventices	Insectes aériens	Insectes telluriques	Maladies vectorisées	Maladies / pathogène aérien	Maladies / pathogène tellurique	Nématodes	Autres	Remarques
Métriques utilisées pour caractériser la régulation des BIOAG			essentiellement abondance (biomasse ou densité) (taux de prédation)	abondance, dégâts sur la plante			incidence de la maladie			/	
Effet majoritaire du mode de diversification sur la régulation des bioagresseurs			** Effet assez fort	*** Amplitude (voire sens) de l'effet dépend des traits de vie des BIOAG et de l'espèce cultivée	?	?	** Amplitude de l'effet moins importante que pour les BIOAG insectes, et dépend du type de pathogène et de culture	?	* Striga *	Gastéropodes * Effet lié à l'absence de perturbation mécanique	
Habitat cultivé X BIOAG	Fragmentation de l'habitat du bioagresseur	Spatiale		*	?	?	* Effet attendu positif	?	?	*	
		Temporelle									
	Hétérogénéité de la qualité de l'habitat du bioagresseur	Spatiale	**	*** Ombrage : effet positif sur certains BIOAG, négatif sur d'autres, et fonction des cultures	?	?	** Effet attendu ambigu car multiplicité des mécanismes induits par l'ombrage	?	* Effet théorique des systèmes séquentiels	*	?
		Temporelle	*		?	?					?
Plante cultivée X Plante cultivée	Mécanismes contribuant à augmenter les capacités de défense des plantes hôtes	* Effet attendu positif	* Effet attendu ambigu	?	?	* Effet attendu ambigu	?	?	?	?	
EN X Plantes	Émission de signaux par la plante agressée perçus par les EN		?	?	?	?	?	?	?	?	
		Présence de ressources pour les EN	*	*** effet attendu positif du fait d'un effet positif sur l'abondance des EN ; effet ambivalent sur l'activité des EN	?	?	** Effet attendu positif via ↗ abondance et diversité des microorganismes (donc ↗ probabilité d'avoir des antagonistes des pathogènes)	?	* Effet attendu positif via ↗ abondance et diversité des microorganismes (donc ↗ probabilité d'avoir des antagonistes)	?	?
BIOAG X BIOAG	Complémentarité des niches écologiques, structure et dynamique des réseaux d'interactions	?	?	?	?	?	?	* Effet attendu positif via glissement de la communauté de nématodes (de phytophages obligatoires à phytophages facultatifs)	?	?	
EN X EN	Complémentarité des niches écologiques, structure et dynamique des réseaux d'interactions	?	?	?	?	?	?	?	?	?	
Champ d'application des résultats = contexte géographique/climatique, agronomique (cultures/types de cultures + pratiques) des résultats obtenus pour chaque catégorie de BIOAG			Majorité des études en milieu tropical, quelques études en milieu tempéré systèmes = pplt cultures annuelles sous rangées d'arbres				Seulement des études en milieu tropical majorité de la littérature sur les champignons, et dans une moindre mesure sur bactéries et phytoplasmes		Seulement en milieu tropical et semi-aride	Travaux uniquement en Afrique de l'Est	1 étude, en milieu tempéré

3.3.4. Discussion

3.3.4.1. Aspects transversaux

Il est juste de dire que les maladies sont réduites par les cultures associées dans la majorité des études empiriques réalisées. Cela justifie l'utilisation répandue des cultures associées comme outil de gestion des maladies chez les petits exploitants des régions tropicales et encourage l'extension de cette pratique aux grandes exploitations agricoles du monde entier. Cependant, nous devons être prudents dans nos extrapolations à partir des travaux disponibles. Premièrement, seuls quelques combinaisons cultures associées/maladies ont été étudiés de manière transversales par plusieurs études. En revanche, il est également probable que les études se focalisent sur des systèmes prometteurs en termes de réduction des maladies (et ne signalent pas de résultats négatifs), ce qui signifie qu'une auto-sélection de résultats positifs peut être représentée dans la littérature. Une autre limite de la littérature disponible est que chaque étude est réalisée dans une situation de production particulière, avec un modèle de plantation et une méthodologie d'évaluation uniques, et peut ne pas être facilement généralisée à d'autres situations.

Certaines études ont montré des effets positifs des cultures associées sur les ennemis naturels d'une part et sur les rendements d'autre part, mais sans faire le lien entre ces deux composantes (Iverson *et al.*, 2014). C'est d'ailleurs un des travers de la littérature qui, même de manière corrélative, ne fait pas toujours le lien entre l'augmentation des ennemis naturels, la réduction de la pression en bioagresseurs et le maintien ou la hausse des rendements (Poveda *et al.*, 2008).

3.3.4.2. S'inspirer de la nature pour diversifier les plantes cultivées

Une part importante des stratégies de diversification des cultures consiste à s'inspirer du fonctionnement des écosystèmes naturels pour concevoir de nouvelles pratiques intégrant les régulations biotiques présentes dans la nature (Bommarco *et al.*, 2013 ; Wezel *et al.*, 2014 ; Crews *et al.*, 2016 ; Duchene *et al.*, 2017 ; Kleijn *et al.*, 2019). Ainsi, les écosystèmes naturels comme les prairies ou les forêts sont souvent considérés comme des écosystèmes modèles pour l'éco-conception de systèmes agroécologiques (Glover *et al.*, 2010 ; Philippot *et al.*, 2013 ; Bender *et al.*, 2016). La pérennité de ces habitats et un plus faible niveau de perturbation (ex. absence de labour), leur fort niveau de productivité biologique intrinsèque, ainsi que leur diversité élevée permettent le support d'une flore et d'une entomofaune diversifiées et abondantes (Loges *et al.*, 2018). L'étude de ces écosystèmes naturels a permis de démontrer expérimentalement et empiriquement l'importance de la biodiversité dans la régulation des ravageurs et maladies (Halliday et Rohr, 2019 ; Badenhauer *et al.*, 2020) mais aussi le maintien d'un ensemble d'autres services essentiels à l'agriculture comme la fertilité des sols, la réduction de l'érosion, la purification des eaux, ou la pollinisation (voir Chapitre 5).

Dans ce cadre, une approche émergente pour la diversification des cultures consiste à insérer des éléments naturels dans les parcelles cultivées afin de rétablir tout ou en partie des régulations biotiques observées dans ces écosystèmes. Le but est ainsi d'intégrer des éléments pérennes dans la matrice cultivée permettant le maintien d'un certain niveau de diversité au sein des parcelles agricoles. Elle s'inscrit dans la suite logique de pratiques favorisant la permanence de la couverture végétale que l'on peut classer selon un gradient d'innovations croissantes allant de l'allongement des rotations, culture de couverture, culture relais et insertion de couverts pérennes. Ce principe est la base de l'agroforesterie s'inspirant des systèmes de bocage et consistant à intégrer des arbres au sein de parcelles cultivées mais d'autres stratégies sont explorées comme l'intégration de bandes de prairies (Figure 3-34) (Schulte *et al.*, 2017 ; Tooker *et al.*, 2020), l'utilisation de céréales pérennes (Tooker *et al.*, 2020), ou l'utilisation de couverts de plantes pérennes dans lesquels des cultures annuelles sont directement semées.

Figure 3-34. Bandes de prairies (prairie strip) dans le mid-west américain du projet « The Science-based Trials of Row-crops Integrated with Prairie Strips (STRIPS) » (Source Iowa state university)



Les bandes de prairies sont une pratique de conservation conçue pour atténuer la perte de biodiversité et les dommages environnementaux associés aux cultures pures. Les parcelles sont semées en bandes alternant cultures et prairies semées à partir d'espèces prairiales natives. Une étude conduite aux Etats-Unis (Schulte *et al.*, 2017) montre par exemple qu'introduire 10 % de prairies au sein des cultures augmente, par rapport à des paysages contenant uniquement des cultures, la richesse d'insectes (2,6 fois), l'abondance de pollinisateurs (3,5 fois), la richesse et l'abondance en espèces d'oiseaux (2 fois). Outre des bénéfices démontrés sur la fertilité des sols et l'érosion, la présence de bandes de prairies aurait également des effets bénéfiques sur le contrôle biologique en augmentant l'abondance des ennemis naturels (Cox *et al.*, 2014) à l'image de ce que l'on observe à l'échelle du paysage entre les éléments semi-naturels et la partie cultivée des paysages agricoles (voir sections 3.6 et 3.7).

La construction de systèmes cultivés diversifiés a aussi été pensée par le remplacement d'espèces cultivées annuelles par des cultures pérennes (Blaauw et Isaacs, 2015) permettant de limiter les perturbations à des échelles locales, le maintien d'un certain niveau de diversité au sein des parcelles et de régulations biotiques. Ces recherches constituent un front de sciences en agroécologie et davantage de travaux sont nécessaires pour comprendre comment les stratégies de conservation des couverts en agricultures permettent d'augmenter les régulations biologiques. Ces travaux de recherche sur les modes de diversification intra-parcellaire sont à l'image de plusieurs projets de recherche récents s'intéressant à la conception de nouvelles pratiques entremêlant espèces prairiales pérennes et culture de blé. L'idée de ces nouvelles pratiques est de s'inspirer de l'organisation fonctionnelle des écosystèmes naturels tel que les prairies afin de rétablir dans les cultures des régulations écologiques liées aux cycles biogéochimiques (e.g. fertilité des sols) ainsi que la gestion des bioagresseurs. Le principe est d'assembler des plantes annuelles cultivées avec des plantes pérennes extraites des milieux naturels et choisies pour les régulations qu'elles entretiennent au sein du système. Par exemple, l'utilisation de plantes à croissance lente et riches en tannins ou composés récalcitrants constituerait une nouvelle option agronomique permettant de limiter les pathogène du sol tout en favorisant une flore microbienne participant à la régulation de la fertilité des sols (Le Bagousse-Pinguet *et al.*, 2021). Des travaux sur l'intrication spatiale de ces couverts pérennes ou cultivés allant du m² (sur le format des bandes de prairies) au cm² (interface entre espèces cultivées et pérennes) sont actuellement menés pour optimiser les échanges bénéfiques entre flore compagne, communautés microbiennes du sol et cultures.

3.3.4.3. Les adventices : une biodiversité spontanée au service du contrôle biologique ?

A la manière d'éléments semi-naturels intégrés aux parcelles de cultures, la flore adventice bien souvent envisagée sous l'angle du bioagresseur pourrait elle aussi être utilisée comme un élément de diversification des cultures à des fins de gestion des bioagresseurs. En effet, certains travaux proposent d'intégrer le rôle des adventices (bioagresseurs des cultures) dans le maintien de population d'auxiliaires des cultures et/ou d'ennemis naturels de bioagresseurs (Gunton, 2011 ; Yvoz *et al.*, 2021) (Figure 3-35). Ainsi, les adventices ne sont pas seulement à considérer comme des bioagresseurs, mais pourraient également être considérées comme des pourvoyeuses de ressources favorisant des organismes ayant un rôle de régulation des insectes bioagresseurs herbivores (Pocock *et al.*, 2012 ; Figure 3-36).

Figure 3-35. Schéma représentant les contributions des adventices à la fourniture de services de pollinisation et de contrôle biologique (figure extraite de Yvoz, 2021)

Les flèches bleues représentent la fourniture de ressources par les adventices pouvant favoriser les communautés de pollinisateurs et d'ennemis naturels. Les flèches orange représentent les services écosystémiques potentiellement rendus par ces communautés

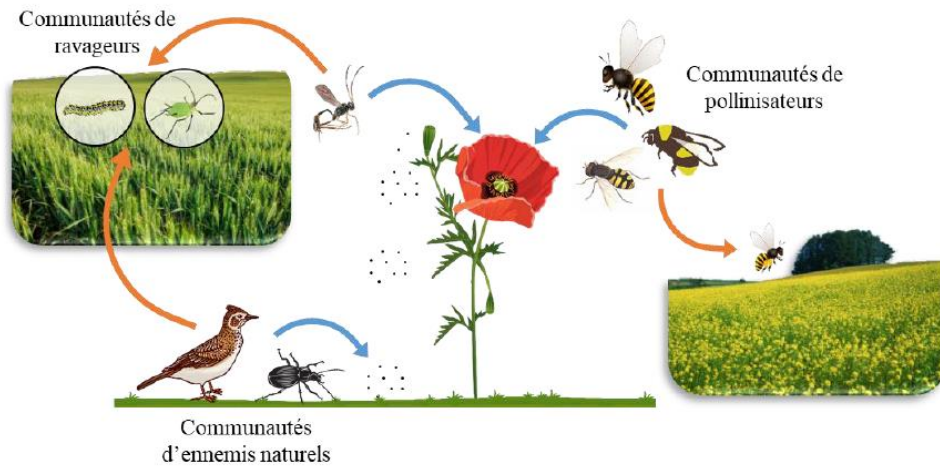
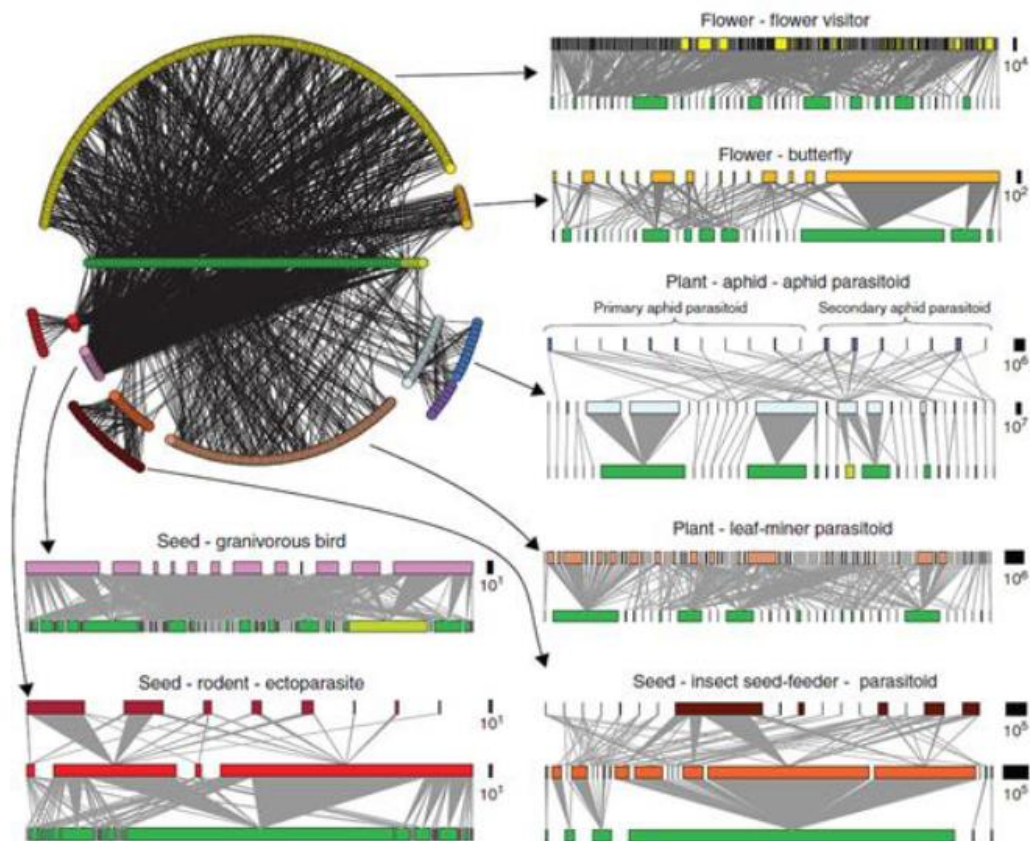


Figure 3-36. Représentation des réseaux trophiques au sein des parcelles agricoles (figure extraite de Pocock *et al.*, 2012).

Les cercles verts représentent les espèces de plantes (clair les cultures, foncé les adventices), tandis que les autres couleurs représentent différents groupes d'animaux. Chaque barre correspond à une espèce et sa longueur indique son abondance. Les barres correspondantes aux espèces de plantes représentent leur proportion d'interactions avec les autres niveaux trophiques.



Gunton (2011) conclut **qu'il y a peu de bibliographie pour attester des effets potentiels directs et indirects associés aux adventices**, même si quelques études l'ont quantifié au champ, par des mesures et le développement d'indicateurs à dire d'expert (Ricou *et al.*, 2014 ; Yvoz *et al.*, 2021). Dans une revue, (Blaix *et al.*, 2018) ont identifié 129 études décrivant la contribution des adventices aux processus écologiques sous-tendant des services écosystémiques, dont la majeure partie (71%) porte sur des exemples de service de régulation des bioagresseurs. Cette méta-analyse met en évidence des lacunes dans les connaissances concernant l'intérêt des adventices pour régulation biologique des bioagresseurs : **de nombreuses études n'ont apporté que des preuves que la présence de adventices augmente l'abondance ou la diversité des ennemis naturels des ravageurs, sans quantifier la rétroaction positive sur le rendement des cultures, conclusion aussi partagée par Gunton (2011).**

Parmi les auxiliaires très généralistes, les oiseaux et les carabes peuvent être favorisés par les ressources fournies par les adventices. Le rôle des graines d'adventices pour les oiseaux des champs (Holland *et al.*, 2006) et les carabes (Honek *et al.*, 2003) est bien établi. De nombreuses études ont mis en évidence que les espèces d'adventices peuvent avoir un impact sur la longévité et la fécondité des ennemis naturels des bioagresseurs tels que les oiseaux des champs (Holland *et al.*, 2006), les carabes (Honek *et al.*, 2003) et les guêpes parasitoïdes (Wäckers *et al.*, 2005). Bien que le régime alimentaire des oiseaux des champs soit principalement composé d'invertébrés (Barré *et al.*, 2018), les graines représentent la majeure partie de leur alimentation en automne et en hiver lorsque les arthropodes se font rares (Holland *et al.*, 2006). Au printemps et en été, les oiseaux adultes complètent également leur régime alimentaire avec des graines (Holmes et Froud-Williams, 2005). La plupart des guêpes parasitoïdes dépendent aussi des ressources en hydrates de carbone, fournies par le miellat ou par le nectar floral et extra-floral des cultures et des adventices, pour augmenter leur longévité et leur fécondité (Leatemia *et al.*, 1995).

3.3.4.4. Conception et optimisation des assemblages de cultures/couverts pour le service donné

La réponse de l'effet de l'augmentation de la diversité spécifique cultivée intra-parcellaire sur le service de régulation des bioagresseurs dépend largement du mode d'insertion. Néanmoins, l'analyse de la littérature, après avoir fait la preuve de concept d'une potentielle régulation du bioagresseurs de manière directe ou indirecte, pose entre autres les questions suivantes : 1) quelles espèces et donc quels traits associer (composition taxonomique ou fonctionnelle) ; 2) quelle proportion de chacune des espèces ou de chacun de traits ?

La réponse à ces questions est d'autant plus complexe que les agriculteurs adaptent leur gestion technique à leur propre contexte et à leurs objectifs. Ils conçoivent également de nouvelles adaptations techniques et organisationnelles pour atteindre ces objectifs lorsqu'ils ne connaissent pas les solutions existantes. Cela conduit à une diversité considérable de mélanges de cultures et de systèmes de gestion rencontrés, et révèle le fort besoin d'adaptation locale dans le développement des systèmes agroécologiques. La description de la diversité des mélanges de cultures, des pratiques et des objectifs par les agriculteurs devrait accroître la capacité des autres à inventer de nouvelles techniques et de nouveaux systèmes (Verret *et al.*, 2020).

Le cas des couverts d'interculture semés en mélanges d'espèces et de la gestion des adventices est assez illustratif de la faible utilité d'augmenter la diversité et incite plutôt à rechercher une optimisation des assemblages de mélanges simples (moins de 4 espèces semées de couverts) afin d'améliorer le service de régulation. Selon l'enquête des pratiques agricoles SSP, les semis de couverts d'interculture en mélanges d'espèces représentaient 12% des parcelles en 2010 (Cavan *et al.*, 2016²⁵). En moyenne des campagnes 2010 à 2014, les mélanges ont représenté 46% en poids des ventes de semences certifiées de cultures intermédiaires (Huet, 2015). Les agriculteurs indiquent souvent avoir utilisé des mélanges de couverts contenant de trois à huit espèces ou plus, considérant que les mélanges d'espèces sont plus efficaces pour lutter contre les adventices que des couverts mono-spécifiques. Il est possible de trouver des fondements scientifiques à cette affirmation de la faible utilité d'augmenter la diversité d'espèces de couvert pour le service de régulation dans les théories d'écologie testées sur les prairies (Tilman *et al.*, 1996) même si elles sont encore aujourd'hui débattues (Grace *et al.*, 2007). En effet, des études ont démontré le lien positif entre la diversité végétale et la production de biomasse et entre la diversité végétale et la capacité d'autres espèces à s'installer (limitant l'invasion). Il a également été démontré que la diversité végétale influence la stabilité des fonctions de l'écosystème, avec des

²⁵ https://www.perspectives-agricoles.com/file/galleryelement/pj/d2/31/7d/ae/433_3533706090215912534.pdf - consulté le 06/02/23

communautés plus diversifiées ayant tendance à être plus stables dans le temps par rapport aux communautés moins diversifiées. Étendre ce raisonnement aux couverts nous amènerait à émettre l'hypothèse qu'un couvert multi-spécifique (i.e. diversifié) serait à même de produire plus de biomasse, réprimer plus les adventices et être plus stable en terme de performance que les couverts mono-spécifiques, ce qui est largement contredit par la littérature scientifique (Baraibar *et al.*, 2018 ; Florence *et al.*, 2019 ; Schappert *et al.*, 2019 ; Florence et McGuire, 2020 ; Smith *et al.*, 2020). On émet les hypothèses suivantes :

- la durée du cycle de vie de ces couverts d'interculture ou de ces plantes compagnes, n'est pas assez longue pour que les complémentarités de niche se mettent en place et que l'effet de la diversité végétale soit visible. Les espèces sont en concurrence pour leur installation dans la niche écologique pour des ressources qui souvent dans l'été, sont limitantes (Rouge *et al.*, 2022).
- les proportions relatives des espèces, et donc de leurs traits dans le mélange, ne sont pas optimisées au regard du service visé (Bybee-Finley *et al.*, 2022). Un manque de connaissance sur les coefficients de compétitions intra- et interspécifiques des espèces que l'on mélange amène à des mélanges non optimisés ou certaines espèces sont fortement concurrencées. La concurrence asymétrique se produit lorsqu'une ou plusieurs espèces dominent en raison de traits particuliers qui leur confèrent un avantage en termes de fitness (Funk et Wolf, 2016) et suppriment la croissance des autres espèces. Les mélanges mal construits ne fourniront pas les services écosystémiques escomptés et sont susceptibles de freiner leur adoption (voir Chapitre 6), car les coûts des semences peuvent être difficiles à justifier (Arbuckle et Roesch-McNally, 2015 ; Wayman *et al.*, 2017 ; Bergtold *et al.*, 2019).

Dans le cas des associations d'espèces cultivées pour leur récolte en grain, Verret *et al.* (2020) ont d'ailleurs montré que seul un petit nombre d'agriculteurs cultivent des mélanges composés d'un grand nombre d'espèces mais qu'à l'inverse les mélanges sont très divers en termes d'espèces et de d'organisation spatio-temporelle reflétant : (i) la diversité des exploitations ; (ii) les usages visés (alimentation des animaux de l'exploitation ; matières premières vendues à l'extérieur de l'exploitation pour la production alimentaire ; production de fourrage ou de céréales) ; et (iii) les services écosystémiques visés par les agriculteurs (rendements plus élevés et plus stables ; amélioration de la qualité des céréales ou du fourrage ; plus grande suffisance de l'exploitation en matière d'alimentation animale et d'intrants ; lutte contre les ravageurs ; réduction/ simplification/flexibilité du travail ; amélioration de l'activité biologique du sol).

3.3.4.5. Quantifier le rôle de la diversité intra-spécifique pour maximiser les effets de la diversité interspécifique

La compréhension des liens entre la diversité des traits fonctionnels associées et les services écosystémiques produits peut contribuer à une gestion plus durable des agroécosystèmes. La variation des traits fonctionnels peut être évaluée de plusieurs façons : au sein d'une espèce (intraspécifique), entre espèces (interspécifique) et entre communautés (mesures des traits de la communauté). Des preuves provenant du domaine de la recherche basée sur les traits suggèrent que le rôle de la variation intraspécifique des traits dans l'explication de la dynamique écologique mérite une plus grande attention (Violle *et al.*, 2012, Kazakou *et al.*, 2014).

Herrick et Blesh (2021) ont effectué une revue systématique de la littérature pour déterminer si cela s'applique également aux couverts d'interculture. Bien que moins d'un tiers des 30 études examinées aient explicitement testé les questions relatives aux caractères intraspécifiques, elles ont toutes démontré qu'une variation intraspécifique significative se produit au sein des populations et en réponse aux conditions environnementales et de gestion. **La variation intraspécifique est donc un aspect peu étudié mais important de la performance** des cultures de couverture. Pour combler les lacunes de la recherche identifiées par la revue de la littérature, Herrick et Blesh (2021) ont mené une expérience complémentaire sur le terrain pour évaluer la variation des traits fonctionnels des plantes de couverture et évaluer les relations entre les traits et les services écosystémiques. Une variation intraspécifique significative a été observée entre trois espèces de cultures de couverture (sarrasin, niébé et sorgho du Sud) plantées seules et en mélange, indiquant que les interactions entre les traits fonctionnels et les services écosystémiques sont importantes. En somme, Herrick et Blesh (2021) démontrent que l'évaluation de la variation intraspécifique des traits est essentielle pour affiner la compréhension et la gestion des résultats des cultures de couverture.

Les cultures intermédiaires de crucifères présentent un fort potentiel de gestion des bioagresseurs (champignons, bactéries, nématodes, adventices, etc.) *via* la production de métabolites secondaires à effet

biocide, les glucosinolates (Couëdel *et al.*, 2019). Or la diversité intraspécifique du potentiel de production de ces métabolites et de leur répartition dans les parties aériennes et racinaires commence seulement à être bien documentées (Kabouw *et al.*, 2010).

Avec les activités des sélectionneurs pour améliorer les plantes de services, l'évaluation en réseau des variétés par le CTPS/GEVES et l'inscription au catalogue officiel (Leclercq *et al.*, 2017), on peut imaginer que la diversité intra-spécifique sera mieux connue dans les années à venir et pourra aider à affiner le choix des couverts. Il reste néanmoins à démontrer l'intérêt de mélanger des variétés en plus de mélanger des espèces pour maximiser le service de régulation des ravageurs. En tout cas, il semblerait qu'il y ait des attentes des producteurs sur de nouveaux traits adaptés à leur situation de production pour un service donné (Wayman *et al.*, 2017), donnant des perspectives en terme de sélection.

3.3.4.6. Ouverture sur l'effet long-terme du bénéfice à avoir diversifié une année

Les effets à long-termes sont, d'une manière générale, et à l'exception des systèmes pérennes (vignes, arboricultures, agroforesterie), très peu présents dans la littérature. De plus, le bénéfice de la diversification spécifique une année donnée sur les pressions biotiques des années suivantes, dépend fortement de l'intensité de gestion mise en œuvre dans le systèmes (e.g. usage de pesticides, intensité de travail du sol). Par exemple, et alors même que maximiser la diversité fonctionnelle et l'équitabilité des communautés à une échelle locale (quadrat) présente l'avantage de limiter les pertes de rendement générées par les adventices sur la culture (Adeux *et al.*, 2019), tous les systèmes de culture diversifiés ne conduisent pas à diversifier la flore adventice (Adeux *et al.*, 2022), principalement car l'intensité de gestion impacte majoritairement les espèces adventices sensibles et moins celles tolérantes et compétitrices. Certaines pratiques peuvent venir annuler les effets court terme générés (Adeux *et al.*, 2021)

3.4. Effets combinés de la configuration spatiale et de la composition biologique de la végétation intra-parcellaire

Auteur : Marie Launay

Experts ayant participé à la constitution du corpus bibliographique : Audrey Alignier, Yvan Capowiez, Bastien Castagneyrol, Jean-Philippe Deguine, Marie Launay, Manuel Plantegenest, Adrien Rusch

La configuration (ou arrangement) spatiale de la végétation intra-parcellaire est en général intrinsèquement liée à sa composition biologique, dont elle dépend au moins en partie. Elle ne constitue que rarement le point d'entrée de travaux dédiés. Il est donc difficile de réaliser une analyse bibliographique de ses effets spécifiques sur la régulation des bioagresseurs, car elle n'est pas considérée en tant que telle comme une dimension de diversification. Nous exposons donc dans cette section la façon dont la configuration spatiale est abordée dans la littérature analysée pour les deux sections précédentes (3.2 et 3.3), et ses interactions avec la composition biologique.

3.4.1. Constitution et description du corpus bibliographique

Une tentative d'interrogation ciblée du Web of Science (voir détails en Annexe du chapitre) a mis en évidence la difficulté à collecter des articles traitant spécifiquement et explicitement de l'arrangement spatial intra-parcellaire. En effet, près de 1500 références ont été collectées, dont seuls environ 10 % ont été jugés potentiellement pertinents, sur la base de leurs titre et résumé, pour analyser les effets de l'organisation spatiale de la végétation intra-parcellaire. Notons également que de nombreux articles (environ un quart) s'avéraient pertinents pour analyser d'autres modes de diversification, notamment ceux relevant de la dimension paysagère (voir sections 3.6 et 3.7). Devant ce très faible taux de pertinence des références collectées initialement, le comité d'experts a émis l'hypothèse que l'effet de l'arrangement spatial intra-parcellaire ne fait pas (ou très peu) l'objet de travaux dédiés, et que cette dimension est davantage analysée dans des articles portant d'abord sur la composition biologique du couvert de la parcelle.

Au final, sur les 164 références issues des requêtes WoS (tentative d'interrogation ciblée sur la question de l'arrangement spatial intraparcellaire, ainsi que les interrogations réalisées pour constituer les corpus bibliographiques relatifs aux autres modes de diversification) et jugées potentiellement pertinentes sur la base de leur résumé, 33 ont été retenues pour citation après lecture approfondie. Ce corpus a été complété avec 29 publications ajoutées manuellement, qui apportent des éléments intéressants pour la compréhension de cette littérature, mais qui n'avaient pas été sélectionnés par la requête car ne portant pas directement sur le sujet ciblé (par exemple, l'article de Brunet *et al.*, 2020 est une revue de littérature sur l'évolution de notre compréhension des phénomènes de turbulence liés au vent dans les canopées hétérogènes et de leurs effets sur le transport et le dépôt de spores de champignons pathogènes ou d'autres microorganismes).

Ces 62 références jugées réellement pertinentes et éclairantes pour l'analyse de l'effet de l'arrangement spatial intra-parcellaire du peuplement sur les bioagresseurs incluent 12 articles de synthèse dont deux méta-analyses. La moitié des articles du corpus portent sur des **situations européennes** (dont la France pour près d'1/5^e du corpus). Les autres travaux portent essentiellement sur **l'Amérique du Nord** ou adoptent une **approche mondiale**.

Les modes de diversification abordés dans ce corpus final sont le plus souvent décrits (et comparés entre eux) sur la base de la nature de la composante végétale étudiée (bandes fleuries, bandes enherbées, jachères, haies boisées, prairies extensives, etc.) et surtout de leur **composition biologique**, diversité et redondance fonctionnelle.

Les bioagresseurs principalement étudiés sont les **insectes** (environ 1/3 des références sélectionnées), les **adventices** et les **champignons** (environ ¼ des références chacun), les autres organismes (bactéries, virus,

nématodes, plantes parasites) étant beaucoup moins abordés. Les ennemis naturels ne sont abordés que dans la moitié du corpus. Lorsqu'ils sont étudiés, il s'agit encore essentiellement d'insectes, ou dans une moindre mesure d'araignées. Les arthropodes sont donc majoritairement présents dans cette littérature.

Les **mélanges spécifiques de cultures de rente, ou les cultures de rentes associées à des plantes compagnes** (comme les bandes fleuries semées ou les beetle banks par exemple) et les **éléments semi-naturels (ESN)** localisés en bordure de champs (sous forme de haies, bandes enherbées ou fleuries laissées en place pour qu'elles se développent), constituent près de 94 % des modes de diversification étudiés, à parts égales. Sur les 48 % des articles relatifs aux mélanges d'espèces cultivées, 1/5ème (soit 9 % du total des 83 articles retenus) est consacré à l'agroforesterie. Seuls 4 articles concernent des mélanges variétaux. Les reste des articles cible essentiellement des mélanges de grandes cultures (céréale-légumineuse ou manioc-maïs par exemple)

3.4.2. Une littérature abordant l'arrangement spatial des espèces végétales de manière secondaire

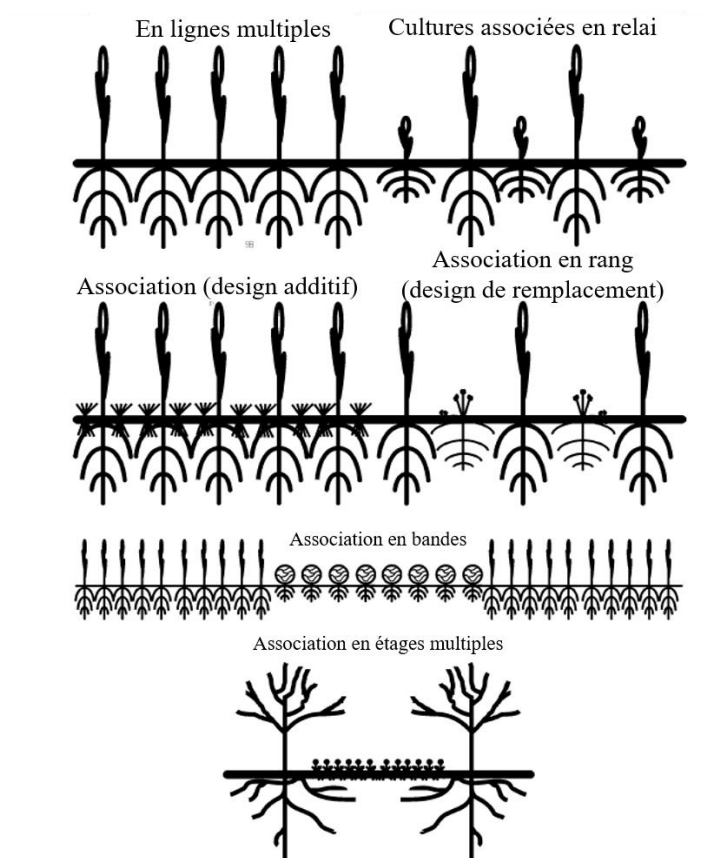
Les modes de diversification abordés dans la littérature analysée dans cette section sont le plus souvent décrits (et comparés entre eux) sur la base de la nature de la composante végétale étudiée (bandes fleuries, bandes enherbées, jachères, haies boisées, prairies extensives...) et surtout de leur composition biologique, diversité et redondance fonctionnelle. L'arrangement spatial (AS) est abordé de manière secondaire, et les articles y font référence soit pour proposer une hypothèse d'interprétation des résultats, soit comme un résultat émergent. L'AS est rarement visé comme objectif de l'étude et de ce point de vue les études présentées sont en général exploratoires et empiriques, sans caractère générique. Ce constat est corroboré par la méta-analyse de Haddaway *et al.* (2018) sur plus de 1000 cas d'études et 130 reviews relatifs aux différents types de bandes enherbées. Celles-ci sont classées selon la nature des espèces les composant, leur utilisation recherchée ou encore leur mode de gestion. Elles sont évaluées sur leur capacité à produire des services écosystémiques tels que favoriser la biodiversité au sein de l'écosystème, restaurer un habitat favorable à l'abondance d'ennemis naturels ou au contraire à produire des dys-services comme favoriser les bioagresseurs. Dans plusieurs articles cités, des éléments de structure viennent compléter la description biologique de ces modes de diversification : hauteur, longueur, largeur des haies, densité de végétation, complexité de l'architecture foliaire, perméabilité... Ces éléments de structure sont mobilisés comme des facteurs explicatifs de variables réponse telles que le nombre d'individus ou d'espèces (de bioagresseurs ou d'ennemis naturels) ou encore le développement phénologique des populations abritées (le microclimat généré par la diversification végétale étant plus ou moins favorable à certains stades phénologiques, la larve ou l'adulte chez l'insecte ou la germination et la levée de la graine d'adventice par exemple).

Dans la littérature analysée ici, l'accent est prioritairement mis sur l'étude de la diversité et de la richesse spécifiques des organismes impliqués dans la régulation biologique. Cela suppose en soi un dispositif d'observations assez lourd, et n'autorise pas de le déployer sur plusieurs modalités d'arrangements spatiaux d'un ou plusieurs modes de diversification. **Il n'existe en général pas de protocole de mesures dédié mettant en œuvre plusieurs traitements relatifs à l'AS, ce qui ne permet pas de générer de résultats quantifiables, comparables, statistiquement significatifs. Ainsi, les résultats obtenus (ou déduits) en termes d'AS ne revêtent pas le caractère de robustesse que l'on attendrait pour pouvoir en tirer des conclusions générales.** Ainsi, à travers une méta-analyse portant sur l'effet de la complexité structurale végétale sur la présence d'ennemis naturels, Langellotto et Denno (2004) n'ont pu relever que 5 études expérimentales sur 62 au total, proposant une évaluation rigoureuse des mécanismes sous-jacents ce qui ne les autorisait pas à mener une analyse quantitative. En général, les auteurs relèvent cependant le fait que les résultats bénéfiques des associations varient selon différents facteurs dont l'AS, mais c'est un constat au regard de la multiplicité de ces arrangements proposés dans les différents articles et de la variabilité des efficacités respectives mesurées en termes de régulation biologique. On ne trouve quasiment pas d'expérimentation mettant en évidence des gradients de modalités d'AS, comme les densités respectives ou les écartements entre rangs par exemple, qui permettrait d'ordonner les différents patrons spatiaux selon leur efficacité. De plus, en règle générale, les expérimentations issues de diverses publications ne sont pas comparables entre elles, chacune étant menée dans des conditions locales particulières, avec son propre schéma de plantation, et sa propre méthodologie de mesure des mécanismes écologiques, lorsque ceux-ci sont considérés. Ainsi, dans leur revue de littérature sur les systèmes arboricoles diversifiés, Simon *et al.* (2010) estiment que dans la plupart des cas, ce sont des connaissances empiriques qui sont mobilisées sur cette question de l'AS. Les situations d'échec ou de réussite ne peuvent alors

être expliquées et les résultats ne sont pas toujours reproductibles. Cependant, pour un nombre très restreint d'articles, l'AS des espèces végétales associées est abordé et ses effets sur la régulation des bioagresseurs et l'abondance des ennemis naturels, sont étudiés plus spécifiquement. L'analyse de ces articles est proposée plus loin (voir section 3.4.3).

La question de l'AS des associations végétales, selon des axes horizontaux (en rangs, en bandes, etc.) ou verticaux (selon des strates de végétation) (Figure 3-37), est soulevée comme un front de science, qu'il est indispensable de faire progresser pour améliorer la mise en œuvre de ces systèmes (comme dans la revue de littérature sur les mélanges de cultures de Boudreau (2013), ou la méta-analyse de Langellotto et Denno (2004), ou encore la revue de Simon *et al.* (2010), sur la biodiversité comme levier de gestion des bioagresseurs dans les vergers).

Figure 3-37. Différents schémas de plantation de mélanges d'espèces. D'après Hiddink *et al.*, 2010.



3.4.3. Une littérature à l'interface de différentes approches

Selon notre analyse, il existe deux pans de littérature qui ont évolué en parallèle et s'interrogent l'un l'autre sur cette question de l'arrangement spatial des espèces associées (végétation semi-naturelle ou espèces cultivées) par rapport à l'environnement biophysique.

- D'une part, une **littérature centrée sur la biologie des bioagresseurs** a construit un champ théorique sur les processus de développement et de croissance de ces organismes. Nombre de ces processus sont orientés spatialement, comme la dispersion des spores de champignons ou des insectes à vol passif par le vent, et d'autres dépendent de l'arrangement spatial de leur environnement, comme la nidification ou la reproduction qui sont en général impactés par le microclimat (*cf.* section 3.1.2 de ce chapitre).
- D'autre part, une **littérature plus centrée sur l'écologie et observant la richesse et la diversité spécifiques à l'échelle des agroécosystèmes et des paysages**, a recensé des connaissances sur les

relations entre la diversité végétale et la distribution des adventices (comme partie intégrante ou non de cette diversité), des arthropodes, des organismes bioagresseurs ou ennemis naturels en général. C'est cette littérature qui a été analysée dans cette ESCo, puisqu'elle fait référence à la diversification végétale. Elle traite de front plusieurs questions, comme l'efficacité de différents modes de diversification (et leur comparaison) pour la régulation des bioagresseurs et/ou le développement des ennemis naturels. Mais elle aborde aussi celle de l'arrangement spatial, qui est en général une question secondaire, voire un résultat émergent de cette littérature. Elle fixe des hypothèses de travail et propose des pistes d'interprétation qui s'appuient notamment sur la littérature « biologique » citée précédemment. Toutefois, les études exploratoires avant tout menées sur la richesse et la diversité spécifiques n'ont pas analysé de manière systématique et comparable les différents modes de diversification et les modalités de leurs arrangements spatiaux. Cette lacune identifiée dans la littérature empêche donc de dégager des lois de réponse et d'en déduire des mécanismes génériques liés aux arrangements spatiaux de la diversité végétale.

Cependant, les études centrées sur l'écologie des agroécosystèmes ont mis en exergue la nécessité de conforter et de rassembler les connaissances « biologiques » sur le comportement, la phénologie, la croissance, la dynamique des bioagresseurs et des ennemis naturels en interaction avec leur environnement. Ceci est par exemple relevé par Devlaeminck *et al.* (2005) qui obtiennent des résultats inattendus sur un cas d'étude en montrant que le flux de graines d'adventices de différentes espèces est orienté du champ cultivé vers les bordures boisées et non l'inverse comme on s'y attendait. Les auteurs suggèrent qu'une meilleure connaissance des modes de dispersion, parfois multiples pour une même espèce, et des adaptations morphologiques des graines à leurs modes de dispersion, serait la clef d'interprétation biologique de ces résultats. De manière générale, la littérature analysée ici fait état du manque d'investigation sur les processus biologiques, et en particulier spatiaux, et préconise de mieux intégrer la dimension spatiale aux études sur l'écologie des agrosystèmes. Ainsi, on serait en mesure d'adapter et gérer ces systèmes complexes en améliorant les processus spatiaux sous-jacents de manière pertinente, plutôt que d'utiliser des infrastructures agroécologiques par défaut, comme le soulignent Gardarin *et al.* (2018) dans leur revue de littérature examinant les interactions plantes-arthropodes pour améliorer la gestion des systèmes de cultures basée sur les régulations biologiques

3.4.4. La construction de cadres conceptuels

Récemment, la synthèse et l'articulation des connaissances biologiques ont été initiées pour construire un cadre conceptuel permettant de résoudre les questions de gestion de l'AS de la diversité végétale. Deux approches y contribuent, la construction de bases de données, et la modélisation.

La construction de bases de données à partir d'une analyse exhaustive de la littérature tente de relier les services écosystémiques, dont la régulation des bioagresseurs, avec des modes de diversification (les bandes enherbées en bordure ou dans les parcelles, Haddaway *et al.*, 2018) ou des traits morphologiques d'espèces végétales (Cresswell *et al.*, 2018). Ces bases de données offrent une cartographie des recherches effectuées et des résultats obtenus, et mettent également en évidence i) les questions peu, voire mal explorées comme les impacts des dispositifs sur le long terme et leur variation dans le temps, ii) les défauts méthodologiques des études citées qui ne permettent ni la comparaison ni l'analyse quantitative (manque de répétitions, échelle d'étude incohérente avec l'échelle propre aux processus impliqués) et iii) les recherches à mener qui concernent en particulier la régulation des bioagresseurs (seuls 10 à 12% de la littérature inventoriée dans ces bases concerne ce service écosystémique), et la compréhension des relations fonctionnelles entre traits des plantes ou des populations hétérogènes et régulation des bioagresseurs. Ces bases ont vocation à être peu à peu enrichies, ce qui ne saurait manquer d'en faire une ressource importante pour éclairer la construction ultérieure de dispositifs de diversification végétale spatialement agencés.

La construction de modèles mécanistes participe également à la synthèse des connaissances via la représentation des processus, en particulier des processus spatiaux (Blumenthal et Jordan, 2001 ; Colbach *et al.*, 2021 ; Collard *et al.*, 2018 ; Hamback *et al.*, 2014 ; Kampichler *et al.*, 2000 ; Vidal *et al.*, 2018). Ces efforts de modélisation sont le fruit d'un dialogue interdisciplinaire entre écologues, agronomes, épidémiologistes, écophysiologistes et entomologues, traduisant le caractère systémique de la démarche entreprise. Ils nourrissent ce dialogue en soulevant des interrogations sur la généricité des processus simulés, leurs interactions, et la façon dont ils se traduisent lorsqu'on change d'échelle spatiale ou temporelle.

La modélisation s'est emparée de cette question de l'AS dans les mélanges variétaux ou d'espèces, d'abord sous l'angle de la compréhension des processus impliqués : effet de l'architecture d'un couvert mixte sur la dispersion de spores de champignons pathogènes par la pluie (Vidal *et al.*, 2018), effet de la proportion des espèces associées sur la transmission intra et interspécifique de l'épidémie (Otten *et al.*, 2005), effet de l'arrangement spatial de cultures associées sur le contrôle des adventices via la compétition pour la lumière (Evers et Bastiaans, 2016), réponse plastique de traits morphologiques des adventices en situation ombragée sous couvert (Munier-Jolain *et al.*, 2014). Ainsi, la modélisation structure-fonction de la compétition pour la lumière entre plantes cultivées et adventices, a permis de prendre en compte l'effet de l'AS de peuplements cultivés *via* la modification du phénotype exprimé de chaque individu en réaction au positionnement et à l'architecture des plantes voisines (Evers et Bastiaans, 2016). Cette expérimentation *in silico* a montré l'intérêt de la plantation uniforme sur les semis en rangs ou aléatoires dans le cas de graminées en compétition pour la lumière, mais met également en évidence l'impact essentiel du délai entre la levée de la culture et celle des adventices. Les auteurs soulignent cependant le caractère limité et partiel des processus abordés dans cette étude. D'une part, seules les parties aériennes des plantes et la compétition pour la lumière sont modélisées, alors que la compétition pour l'eau et les nutriments, et l'AS des parties racinaires sont partie prenante des facteurs expliquant le fonctionnement du peuplement hétérogène. D'autre part, l'importance du schéma de plantation pourrait être nuancé pour des espèces dont la plasticité phénotypique répondrait activement à la présence de patches lumineux laissés dans le couvert par l'AS des espèces en présence. La revue de littérature de Brunet (2020) montre l'évolution de notre compréhension des phénomènes de turbulence liés au vent dans les canopées hétérogènes et de leurs effets sur le transport et le dépôt de spores de champignons pathogènes ou d'autres microorganismes. Ces connaissances ont donné lieu à la construction de modèles physiques tels que celui de Norros *et al.* (2014), pour étudier les interactions complexes entre le vent et les caractéristiques du couvert végétal dans la dispersion et le dépôt des spores. Des modèles de distribution spatialement explicite s'attachent quant à eux, à représenter la façon dont des populations d'insectes ou des graines d'adventices évoluent spatialement entre des foyers d'origine et des populations hôtes. Ainsi Blumenthal et Jordan (2001) ont simulé la distribution de graines d'adventices depuis des foyers en bordures de champ, vers le champ cultivé. Le modèle mécaniste de Hamback *et al.* (2014) prédit quant à lui les effets de la fréquence relative et de la densité de types de plantes dans des mélanges bi-spécifiques sur les taux d'attaque d'insectes herbivores ; il représente le processus de décision hiérarchique des herbivores qui recherchent et sélectionnent les ressources à la fois dans et entre les parcelles ; le modèle simule les interactions plante-insecte pour prédire la distribution spatiale des herbivores dans un environnement pluri-spécifique, en tenant compte à la fois des traits des plantes hôtes tels que l'émission de signaux olfactifs, visuels ou de contact (comme la palatabilité) et des traits des insectes comme la distance de détection de ces mêmes signaux. La puissance du signal émis par les plantes hôtes est directement explicitée dans le modèle en fonction de facteurs relatifs à l'AS tels que la fréquence et la densité des plantes des espèces en mélange. La preuve de concept réalisée par les auteurs a mis en évidence l'intérêt des schémas de plantation de type additif (manipulation simultanée des fréquences et densités d'espèces) pour favoriser la résistance associée entre espèces (lorsqu'une plante voisine diminue l'attractivité de la plante hôte pour l'insecte herbivore). Une approche plus statistique est celle adoptée par Kampichler *et al.* (2000) qui ont construit un modèle de logique floue à partir de 96 études sur l'effet des bordures de champs sur l'abondance et la persistance de communautés d'araignées. Les auteurs ont montré (i) un effet de la largeur des bordures qui traduit le fait que plus une bordure est large et moins elle a de probabilités d'être endommagée mécaniquement, ce qui favorise la persistance des communautés d'araignées, (ii) un effet de la densité des bordures dans le paysage qui encourage la colonisation par les araignées, et enfin (iii) un effet de l'architecture complexe du feuillage qui favorise la richesse spécifique des araignées. Cette étude *in silico* montre bien l'intérêt de considérer l'AS à différentes échelles mobilisant des mécanismes et processus complémentaires pour la régulation des bioagresseurs.

La modélisation s'élabore sur un cadre conceptuel qu'il est nécessaire d'établir sur la base d'observations et d'expérimentations. Elle permet dans ce cadre de réunir et d'articuler les connaissances plus ou moins empiriques sur les processus impliqués dans l'AS des mélanges et ses effets sur la régulation des bioagresseurs. Il est alors possible de tester des hypothèses à l'aide des modèles, que ce soit de manière heuristique (en utilisant les observations de terrain comme outil de vérification ou de contradiction), ou de manière planifiée (en utilisant le modèle comme outil d'expérimentation *in silico*). Collard *et al.* (2018) ont transposé des concepts spatiaux de l'écologie du paysage au niveau de la parcelle, pour construire un modèle spatialement explicite appliqué au cas du charançon du bananier et de ses prédateurs diptères. Les auteurs ont simulé le comportement des prédateurs du charançon, comme la durée et la fréquence des visites dans les bananeraies ainsi que la durée d'absence du prédateur sur la culture de rente. Ils ont testé différentes organisations spatiales, en fonction de la densité des habitats non cultivés, de la distance entre les habitats cultivés et non cultivés, et du nombre de patches voisins

alternatifs favorables autour de l'habitat cultivé, pour déterminer l'AS optimal de plantes favorisant la présence des prédateurs du charançon, et par conséquent la santé de la culture. Le modèle mécaniste et individu-centré FLORSYS (Colbach *et al.*, 2021) simule l'évolution d'une culture diversifiée et de ses adventices à 3 échelles spatiales : la plante individuelle, les surfaces aériennes et souterraines des plantes discrétisées en voxels²⁶ sur une carte de champ (en tenant compte de l'arrangement spatial du peuplement plurispécifique) et de manière spatialement explicite à l'échelle d'un paysage en prenant en compte une mosaïque de champs et d'éléments semi-naturels au sein desquels sont dispersés les graines d'adventices. A l'aide de ce même modèle, Pointurier *et al.* (2021) ont ainsi simulé des indicateurs de risque de présence d'orobanche et mis en évidence l'intérêt de limiter le développement des adventices à levée et implantation précoces, qui sont les plus susceptibles de relayer l'infestation de cette plante parasite. Toutefois, l'approche mécaniste et individu-centrée de FLORSYS induit une grande complexité algorithmique et des simulations très lentes. Son implication dans un système d'aide à la décision qui nécessite par nature une exécution rapide, a donc été résolue par des méthodes de métamodélisation (Colas *et al.*, 2020). Le métamodèle issu de FLORSYS a permis d'identifier des adaptations candidates des systèmes de culture pour améliorer les performances en considérant plusieurs services écosystémiques, comme le contrôle des adventices comme ressources trophiques pour les abeilles domestiques. Cependant, le modèle mécaniste parent est toujours nécessaire pour fournir des explications biophysiques capables d'être acceptées par les agriculteurs (Colbach *et al.*, 2021).

3.4.5. En quoi l'arrangement spatial intraparcellaire intervient-il dans les mécanismes qui régissent la régulation des bioagresseurs ?

Dans la littérature analysée, les éléments de structure spatiale du peuplement végétal impliqués dans la régulation biologique sont clairement identifiés : la morphologie des plantes, l'arrangement spatial aux niveaux supérieurs, c'est-à-dire entre plantes voisines, ou encore le couvert végétal. La dépendance entre les processus de régulation biologique et ces éléments de structure spatiale est souvent décrite mais rarement quantifiée. La suite de cette analyse s'attarde à relever le lien entre certains mécanismes de régulation et la structure spatiale aux échelles de la plante, de plantes voisines, ou du peuplement diversifié. L'échelle du paysage est quant à elle abordée dans les sections 3.6 et 3.7.

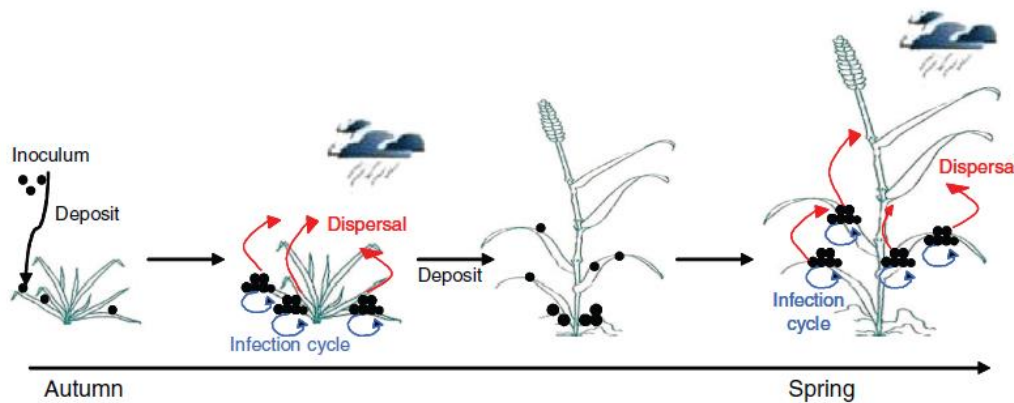
- L'architecture de la **plante** peut modifier sa vulnérabilité par rapport aux modalités de dispersion des bioagresseurs, ou de développement des ennemis naturels.
- La connectivité entre **plantes voisines** peut également expliquer la propagation plus ou moins rapide d'un bioagresseur, en particulier dans le cas des maladies telluriques et des bioagresseurs relativement généralistes.
- Enfin, à l'échelle du **couvert**, l'arrangement spatial des individus modifie le microclimat et la vulnérabilité ou au contraire la résistance des cultures en offrant un habitat plus ou moins en phase avec les contraintes et les capacités biologiques des bioagresseurs ou des ennemis naturels (Varchola et Dunn, 2001).

3.4.5.1. Echelle de la plante

La compétition pour la lumière et les nutriments entre individus au sein des mélanges modifie l'architecture de la plante hôte : élongation des tiges, augmentation de la surface spécifique, modification du nombre et/ou de la surface des feuilles, modification du profil de densité racinaire. Ainsi, en modifiant le phénotype exprimé, la compétition pour la lumière est susceptible de diminuer la probabilité de dépôt de bioagresseurs aériens *via* une réduction de la surface de dépôt par unité de surface du sol. En allongeant les entre-nœuds, elle augmente également la distance entre étages foliaires et freine ainsi la dispersion apicale de certains champignons pathogènes (Figure 3-38 ; Robert *et al.*, 2008).

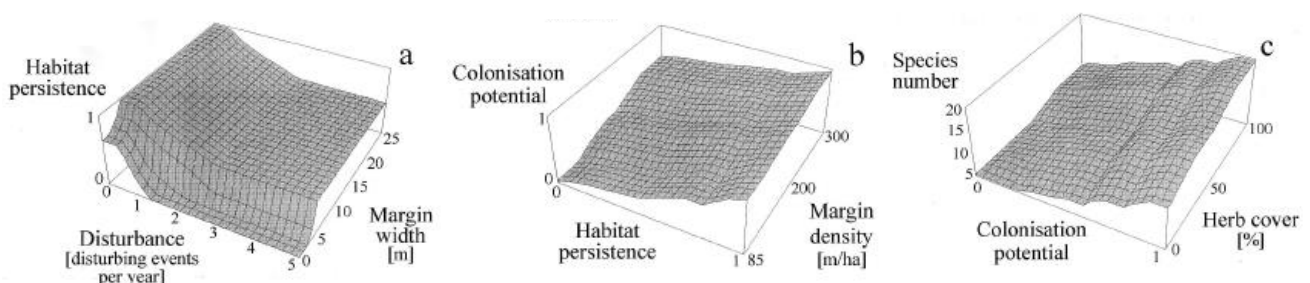
²⁶ Le voxel est à la 3D ce que le pixel est à la 2D. Il stocke une information physique d'un point d'un volume sur un maillage régulier.

Figure 3-38 Dispersion apicale des spores de *Septoria tritici* depuis la base de la tige vers les dernières feuilles émises du blé (en rouge, sur la droite de la figure). Ainsi, l'allongement des entre-nœuds limite la progression de l'épidémie vers les feuilles des plantes hôtes qui contribuent le plus à l'élaboration du rendement (figure extraite de Robert *et al.*, 2008)



Elle améliore aussi les conditions de dispersion des vecteurs de maladies et par conséquent limite leur séjour dans la culture hôte. Fondong *et al.* (2002) ont ainsi étudié au Cameroun la dispersion du virus responsable de la mosaïque du manioc *via* son vecteur, la mouche blanche, qui séjournait moins longtemps sur des couverts de manioc associés avec du maïs ou du niébé. La compétition pour la lumière engendre en effet des phénotypes à l'origine d'un couvert plus ouvert, avec une moindre ramification, ou un diamètre inférieur des tiges. D'autre part, la complexité architecturale des plantes peut favoriser la présence d'ennemis naturels. Gardarin *et al.* (2018), dans une revue de plus de 500 articles sur les interactions trophiques et non trophiques entre plantes et arthropodes, décrivent que la plante non-hôte introduite en association, par sa densité, sa hauteur, et son architecture (ramification, orientation des tiges ou des rameaux, morphologie et propriétés des feuilles...) façonne un habitat pour les arthropodes qu'ils soient bioagresseurs ou ennemis naturels, influençant leur capacité à se mouvoir et s'accrocher. De même, la méta-analyse de Langellotto et Denno (2004) souligne que la complexité de l'architecture de la plante modifie son attractivité pour les ennemis naturels et par conséquent leur abondance dans le couvert. Le modèle établi par Kampichler *et al.* (2000) à partir de 96 études menées en Allemagne, simule ainsi l'effet de la complexité architecturale du feuillage d'un couvert sur l'abondance de communautés d'araignées en utilisant le pourcentage de couverture par des plantes herbacées comme proxy de cette complexité (Figure 3-39).

Figure 3-39. Effet simulé de la largeur de lisières enherbées, et du nombre annuel d'interventions mécaniques sur la persistance de l'habitat pour les araignées (a), de cette persistance et de la densité des lisières sur le potentiel de colonisation par les araignées (b), et enfin de ce potentiel de colonisation et du pourcentage de couverture par les plantes herbacées des lisières (comme proxy de la complexité architecturale du feuillage) sur la richesse spécifique des araignées (c) (figure extraite de Kampichler *et al.*, 2000)



3.4.5.2. Echelle du voisinage plante - plante

Cette échelle est appropriée pour raisonner les mécanismes de **régulation des bioagresseurs du sol** : en effet, dans le sol, la propagation des épidémies, et la diffusion des substances impliquées dans les processus d'allélopathie, sont essentiellement liées à la distance entre plantes, ou plus exactement entre profils racinaires. L'architecture racinaire des plantes voisines détermine la façon dont les racines s'entremêlent, et donc les processus d'interaction. De plus, l'effet de la distance entre profils racinaires voisins est modulé par les ressources du sol en nutriments et les communautés microbiennes concurrentes. Ceci a permis à Bailey *et al.* (2000) d'exploiter une théorie de la percolation pour déterminer une distance minimale critique entre plantes hôtes afin de lutter contre le rhizoctone brun, une maladie tellurique capable d'affecter plusieurs centaines d'espèces sensibles différentes. La distance seuil ainsi déterminée varie selon la richesse en nutriments du substrat, qui soutient la croissance mycélienne grâce à laquelle le champignon se propage dans le sol : de 8 mm de distance pour un substrat pauvre en nutriments à 12 mm pour un substrat riche (Bailey *et al.*, 2000). Dans une revue d'une trentaine d'articles sur l'effet des mélanges d'espèces sur les maladies du sol, Hiddink *et al.* (2010) soulignent l'intérêt de l'enchevêtrement racinaire des plantes voisines d'espèces différentes pour favoriser les processus d'interaction tels que l'allélopathie. Les auteurs montrent par ailleurs qu'en réduisant la densité de plantes hôtes, et des racines dans ce cas, on peut ralentir les infections secondaires de ces maladies telluriques.

Toutefois, pour les pathogènes ayant une large gamme d'hôtes, et donc relativement généralistes, des plantes associées légèrement ou modérément sensibles peuvent servir de source de nutriments sans exprimer de symptômes de maladie frappants, et favoriser alors la dispersion des bioagresseurs ; c'est ce qu'ont montré Otten *et al.* (2005) en présentant une méthode pour étudier le taux de transmission du rhizoctone brun au sein de mélanges de radis (espèce la plus sensible) et de moutarde (espèce la moins sensible). Si la présence de moutarde réduit la sévérité de la maladie dans le mélange comparativement à une culture pure de radis, sa capacité à transmettre l'infection (sans pour autant être sensible) n'en fait pas une plante associée aussi efficace que son comportement en culture pure le laisserait espérer. Enfin, dans les plantations en rangs alternés, d'autres types d'interactions sont mobilisables à cette échelle, comme des mécanismes de barrière physique, de camouflage racinaire ou d'antagonisme microbien (Banful *et al.*, 2000).

Si ces mécanismes suscités par la connectivité entre plantes voisines sont intéressants à favoriser pour la régulation des bioagresseurs du sol, du fait d'une propagation plus lente liée au substrat, ils n'en existent pas moins au niveau aérien. En particulier le mécanisme d'allélopathie par volatilisation de composés organiques à partir des feuilles, ou par décomposition de la litière, sont également opérationnels au niveau aérien entre plantes voisines.

3.4.5.3. Echelle du couvert

La complexité structurelle (ainsi que biologique et chimique) des associations d'espèces et de variétés, est un levier agronomique favorisant la diminution des dégâts causés par les ravageurs, liée à des mécanismes inhérents à la modification du microclimat, une plus grande difficulté à localiser leur(s) plante(s) hôte(s) et à des ressources plus faibles, et à la présence plus importante d'ennemis naturels (Simon *et al.*, 2010).

Microclimat

- La modification de la durée d'humectation et de l'humidité relative dans le couvert hétérogène est en général provoquée par la modification du bilan d'énergie : en altérant la pénétration du rayonnement dans le couvert, la dissipation de cette énergie incidente est alors facilitée sous forme de flux de chaleur latente (au détriment du flux de chaleur sensible), permettant l'évapotranspiration du couvert, et par conséquent la réduction de la durée d'humectation des feuilles, processus essentiel à l'infection par les champignons pathogènes (notamment montré dans l'étude expérimentale de Schoeny *et al.*, 2010, sur l'ascochytose du pois dans un mélange pois-céréale). Ce microclimat plus sec favorise également les insectes polyphages, prédateurs généralistes de nombreux insectes herbivores des cultures, comme le soulignent Griffiths *et al.* (2008) dans leur revue de littérature sur l'intérêt des habitats refuges pour favoriser l'abondance d'ennemis naturels dans les agroécosystèmes. L'étude réalisée durant 7 hivers

consécutifs par MacLeod *et al.* (2004) sur la survie hivernale de différentes espèces d'ennemis naturels a montré l'intérêt des mélanges herbacés touffus (dactyle et houlque en l'occurrence) sur le maintien d'une température peu variable favorable à la survie des prédateurs.

- La modification du vent (vitesse, direction, turbulence, profil) au sein du couvert est liée à l'augmentation de l'hétérogénéité des hauteurs et de l'architecture des plantes associées en mélange, introduisant plus de rugosité de surface. Cette modification dépend de l'âge des cultures, de leurs architectures respectives, du schéma de plantation. Comme le souligne Boudreau (2013) dans un chapitre d'ouvrage consacré aux maladies dans les mélanges, cet effet de la diversification végétale sur le vent, joue en particulier sur la dispersion des bioagresseurs, et notamment des spores de champignons : avec de plus faibles vitesses de vent, on réduit par exemple la probabilité d'arracher des spores des lésions foliaires ; mais la naissance de tourbillons dans des couverts hétérogènes peut également avoir un effet contraire, les effets attendus dépendent donc du schéma de plantation (par exemple rangs alternés vs. cultures en bandes) (Boudreau, 2013).
- La diminution de la température et de l'intensité lumineuse ainsi que la stabilisation de la température, en présence d'adventices ou de culture sous couvert, offrent un abri aux insectes polyphages prédateurs généralistes, en particulier durant la saison défavorable. Dans une étude menée sur trois expérimentations de blé conduites en agriculture biologique, Diehl *et al.* (2012) montrent que la température de surface et l'intensité lumineuse mesurées dans le sous-couvert d'adventices sont respectivement de 3.3°C et 29000 lux moindres qu'au niveau du couvert de blé, et favorisent l'activité des arthropodes prédateurs abrités. Les températures plus basses et moins variables préservent également la fécondité des ennemis naturels, en limitant la perte des réserves nécessaires au maintien de l'activité métabolique basale (Griffiths *et al.*, 2008).
- La modification des conditions de dispersion par la pluie des pathogènes est un autre mécanisme en jeu, en particulier en présence d'une culture sous couvert qui peut réduire significativement le phénomène d'éclaboussures par rapport à un sol nu, et ceci en fonction de la hauteur et de la densité de la culture sous couvert. Bannon et Cooke (1998) ont étudié expérimentalement l'effet d'un sous-couvert de trèfle sur la dispersion de spores responsables de la septoriose du blé, en plaçant des mélanges blé-trèfle sous un simulateur de pluie ; le couvert de trèfle a réduit de 33% la dispersion des spores à une distance horizontale de 15 cm de l'inoculum initial, et de 63% dans le sens vertical à partir de la base des tiges de blé. Cette dispersion verticale depuis le sol est d'autant plus importante à considérer que c'est l'activité photosynthétique des dernières feuilles émises du blé, qui est essentiellement responsable du rendement de la culture ; ce sont donc ces feuilles les plus hautes que l'on cherche à protéger des lésions provoquées par les maladies. Une étude expérimentale similaire a été menée par Ntahimpera *et al.* (1998), sur la dispersion de spores responsables de l'anthracnose du fraisier avec un couvert associé de sorgho fourrager ; en faisant varier la densité et la hauteur du sorgho, les auteurs ont obtenu les meilleurs résultats avec le couvert de sorgho le plus court. La construction de simulateurs de pluie a par ailleurs permis de décrire et quantifier ce phénomène et par conséquent d'y adosser des outils de modélisation (Vidal *et al.*, 2018).

Effet de dilution de la plante hôte (par diminution de sa densité) vs. effet direct (barrière physique ou au contraire relais) de la plante non-hôte

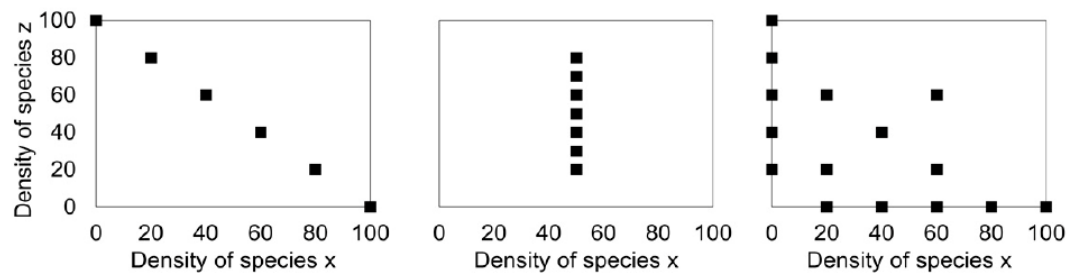
Il s'avère parfois difficile de distinguer 2 effets intriqués des mélanges de variétés ou d'espèces : un effet lié à la diminution de la densité de la plante hôte, et donc d'un habitat favorable au bioagresseur (dans les schémas de plantation de type substitutif²⁷ uniquement, et non dans les schémas de plantation de type additifs²⁸) et un effet lié à la **présence d'une plante non-hôte qui joue potentiellement un rôle de barrière physique ou génétique ou au contraire un rôle de relais pour le bioagresseur**. Plusieurs études citées dans le chapitre d'ouvrage de Boudreau (2013) ont permis de mettre en évidence, soit un effet de la diminution de la densité de la plante hôte, soit un effet lié à l'introduction d'une autre espèce (ex : Boudreau et Mundt, 1992 ; Garrett *et al.*,

²⁷ Schéma de semis ou plantation substitutif : chacune des deux plantes (variété ou espèce) associées est semée à la 50% de sa densité en culture pure.

²⁸ Schéma de semis ou plantation additif : au moins l'une des plantes (variété ou espèce) associées est semée à 100% de sa densité en culture pure.

2001). La revue de littérature de Burdon et Chilvers (1982), consacrée au facteur « densité de la plante hôte » sur les maladies, met en avant la nécessité de clarifier les déterminants (densité vs. proportion des plantes en mélange) et les processus en jeu (effet de dilution vs. effet barrière ou relais). Finckh *et al.* (1999) ont ainsi conduit une expérimentation sur des cultures pures et des mélanges de variétés d'orge plus ou moins sensibles à l'oïdium. En diminuant de moitié la densité de l'hôte sensible sur cultures pures, les auteurs ont testé l'effet de dilution, tandis qu'en substituant la moitié des plantes sensibles par des plantes résistantes, ils ont testé l'effet barrière combiné à l'effet de dilution. Selon la durée et l'intensité de l'épidémie, mais également selon les années considérées, les effets dilution et barrière ont varié considérablement. Schoeny *et al.* (2010) dans leur étude sur l'ascochytose du pois dans des mélanges pois-orge et pois-blé, ont également adopté un schéma substitutif avec des demi-densités de semis des deux cultures en mélange (comparativement aux densités en cultures pures), comparé à des cultures pures à pleine ou demi-densité. Les auteurs mettent en évidence dans ce cas un effet prédominant de la réduction de la densité d'hôtes sur la diminution de propagation du pathogène, renforcé ou atténué par un effet direct des plantes non-hôtes selon les stades de développement de la culture. La revue de littérature de Bybee-Finley et Ryan (2018) montre non seulement l'efficacité des couverts bispécifiques pour le contrôle des bioagresseurs (adventices, champignons pathogènes ou insectes ravageurs), mais également que ces dispositifs expérimentaux menés avec des proportions et des densités variables de peuplements sont également fréquemment utilisés pour comparer les effets respectifs des compétitions intra et interspécifiques pour les ressources en eau et nutriments (Figure 3-40).

Figure 3-40. Différents schémas de plantation bi-spécifiques utilisés en expérimentation : substitutif (a), additif (b), ou combinant des densités et proportions variables des deux espèces (c). Dans le schéma (c) il est possible de discerner les effets de la diminution de la densité d'une espèce, des effets de l'augmentation de la proportion de l'autre espèce dans le mélange (figure extraite de Bybee-Finley et Ryan, 2018)



Effet attractif des plantes de service pour les bioagresseurs et les ennemis naturels

L'AS doit tenir compte de l'attraction visuelle (hauteur, taille des inflorescences, synchronicité entre floraison des plantes pièges et stades sensibles des plantes hôtes) opérée par les plantes pièges sur les ennemis naturels qui vont y puiser leurs ressources ou y trouver un habitat. L'étude de Fiedler et Landis (2007) portant sur 48 plantes candidates favorables au développement d'ennemis naturels, a montré que parmi plusieurs traits étudiés, l'augmentation de la surface florale, la hauteur maximale de la fleur et la diminution de la largeur de la corolle favorisaient l'abondance d'ennemis naturels. Musser *et al.* (2005) ont étudié l'effet de plantes pièges de la famille des Brassicacées et en particulier de leur AS sur l'oviposition d'une mouche ravageuse du chou. Cette expérimentation montre l'attraction opérée par la plante piège sur la mouche adulte qui pond, alors que par la suite la survie des larves y est réduite (possiblement en raison des substances produites par les Brassicacées, Nethononda *et al.*, 2016). Les auteurs soulignent la nécessité de mener davantage de travaux sur les modes et facteurs de déplacement des femelles durant la phase de ponte pour correctement positionner ces plantes pièges. Par ailleurs, Bullas-Appleton *et al.* (2005) démontrent en associant, selon différentes densités respectives, des pois moyennement sensibles avec des pois très sensibles jouant le rôle de plantes pièges de la cicadelle, qu'un compromis délicat doit être obtenu : la plante piège doit survivre suffisamment longtemps à l'attaque du bioagresseur pour ne pas au contraire servir d'hôte alternatif où se reproduit le ravageur avant de coloniser la culture que l'on cherchait à protéger.

Les structures de végétation complexes, multi-spécifiques, sont reconnues pour offrir des habitats favorables à de nombreux ennemis naturels

Les structures spatiales (considérées dans toutes les directions, verticale et horizontale) issues des AS des mélanges favorisent en général les communautés de prédateurs et parasitoïdes des herbivores des cultures, comme l'ont montré Langellotto et Denno (2004) dans leur méta-analyse sur de nombreuses cultures, et comme le soulignent également Simon *et al.* (2010) en vergers. En effet, ces habitats complexes offrent un microclimat plus favorable, protègent de la prédation intra-gilde, comme montré par Finke et Denno (2006) sur des communautés d'araignées. Par ailleurs, les cultures sous couvert ou tapis d'adventices augmentent la disponibilité d'un support structurel pour les toiles des araignées (Sunderland et Samu, 2000). Comme on l'a précédemment vu, ces structures complexes fournissent en outre des ressources alternatives (pollen, nectar...) pour les ennemis naturels y compris pendant la saison d'interculture comme le décrivent Landis *et al.* (2005) dans une revue de la littérature considérant les différentes échelles de l'agroécosystème, au sein du champ cultivé (maïs, soja, pomme de terre, mais aussi vergers et vigne), en bordure de champ, ou au niveau du paysage.

Toutefois, ces différents auteurs pointent certaines questions légitimes en termes de gestion des systèmes agricoles. D'une part, si l'on tolère la présence de certaines adventices pour favoriser l'habitat des ennemis naturels, il s'avère nécessaire de définir puis de contrôler un seuil d'acceptabilité de la densité d'adventices présentes (s'il est non nul). Les recherches futures devront permettre de confirmer ou d'infirmer la pertinence de niveaux de seuils dans la gestion des adventices. Si ces seuils sont mis en œuvre, la prédation des graines d'adventices pourrait alors constituer une aide viable pour atteindre de faibles densités de banques de graines (Landis *et al.*, 2005).

D'autre part, au sein des vergers, on peut observer des structures complexes et hétérogènes reposant sur une végétation multi-strates (couvert au sol + strate arborée hétérogène) favorisant la diversité au sein de la communauté d'arthropodes du verger. Cependant, ces structures peuvent être également préjudiciables à la recherche de nourriture de certains insectes utiles, en raison de l'augmentation du temps nécessaire pour localiser leur proie ou leur hôte. C'est ce qu'ont montré plusieurs auteurs au travers d'études expérimentales sur le comportement de recherche de parasitoïdes dans différents contextes, sur plantes artificielles, en plein champ ou en environnement forestier (De Rijk *et al.*, 2016 ; Gingras *et al.*, 2008 ; Zvereva *et al.*, 2014). Par conséquent, la régulation par parasitisme ou prédation des ennemis naturels n'est pas toujours plus importante dans les structures complexes que dans les structures plus simples, malgré une plus grande diversité ou abondance entomologique comme le remarquent Langellotto et Denno (2004) dans leur méta-analyse, ou encore Simon *et al.* (2006) en expérimentation sur vergers de pommiers menés selon différentes conduites, où modes de tailles et d'éclaircissages modifient l'architecture des arbres.

3.4.6. Bibliographie centrée sur l'analyse de l'arrangement spatial intra-parcellaire

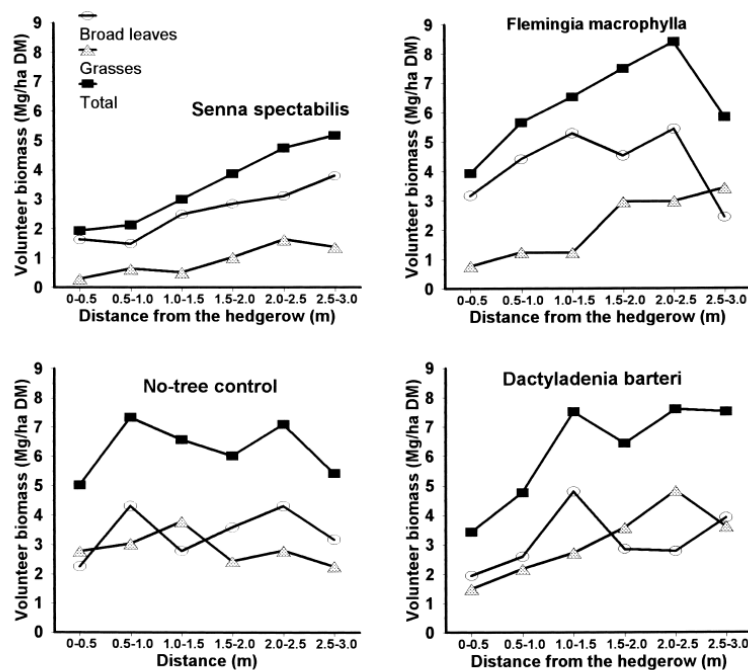
Nous présentons ici quelques travaux étudiant grâce à des schémas expérimentaux dédiés, les caractéristiques spatiales des mélanges variétaux ou spécifiques intraparcellaires et leurs effets sur la régulation des bioagresseurs.

3.4.6.1. Distance

L'évolution de l'effet (que ce soit un service ou un dys-service) des plantes associées en fonction de la **distance** est communément observée le long de transects depuis ces espèces disposées en bordures, en bandes ou en rangs vers le centre des parcelles ou des interrangs cultivés. La distance à l'élément de diversification végétale est la caractéristique spatiale la plus observée dans la littérature compulsée. Ainsi, concernant l'abondance et la densité des ennemis naturels, Tixier *et al.* (2000) ont montré l'effet bénéfique de bordures arborées comme réservoirs d'acariens prédateurs de bioagresseurs des vignes alentour. Cependant, la densité d'acariens sur les feuilles de vigne n'est réellement augmentée qu'à de courtes distances des bordures, de l'ordre d'une à quelques dizaines de mètres. Fusser *et al.* (2018) montrent en Allemagne que l'activité de carabes prédateurs d'herbivores des cultures décroît de la bordure boisée vers le centre d'une parcelle de citrouille, alors qu'elle augmente de la bordure herbacée vers le centre de la parcelle; parmi les hypothèses explicatives proposées par les auteurs, on note d'une part les meilleures conditions de survie des carabes dans les bordures boisées (présence de ressources alternatives,

microclimat plus favorable, abri contre le vent ou la sécheresse), et d'autre part la présence de prédateurs ou de compétiteurs plus nombreux à proximité des bordures herbacées. Pardon *et al.* (2019) ont quant à eux montré sur 14 sites différents et 2 années de suivi, des effets combinés entre les rangs d'arbres en bordure de champ et l'espèce cultivée dans le champ, sur l'activité d'insectes prédateurs de bioagresseurs: l'abondance de ces derniers loin du rang est plus importante dans un champ de maïs que dans des céréales d'hiver; selon les auteurs, les pratiques culturales intensives peuvent cependant fortement impacter la survie et la reproduction de ces arthropodes dans le champ. Vis-à-vis de la flore adventice, Hauser (2002) a comparé l'aire d'influence de différentes essences d'arbres plantées en haies intercalées quant à leur capacité à limiter les repousses de précédents culturaux considérées comme adventices dans d'anciennes jachères replantées (Figure 3-41).

Figure 3-41. Effet de la distance à la haie (pour 3 haies arborées d'essences différentes et une parcelle de référence sans haie « no-tree control ») sur la biomasse d'adventices (figure extraite de Hauser, 2002)



Cordeau *et al.* (2012) ont montré que des bandes enherbées en place depuis plusieurs années jouent de manière efficace le rôle de barrières contre la dispersion de graines d'adventices dans des parcelles de céréales ou oléagineux adjacentes ; cet effet « barrière » a également été démontré pour des rangs d'eucalyptus plantés dans des parcelles de soja en Amérique du sud, limitant la dispersion de graines de Morelle, plante adventice et toxique pour les hommes et les animaux (Deiss *et al.*, 2018). Boinot *et al.* (2019) ont étudié l'effet des allées d'arbres en agroforesterie, et plus particulièrement de la végétation poussant dans ces allées, sur la dispersion d'adventices au sein du champ cultivé (entre les allées) ; ils ont montré que le ratio adventices/plantes cultivées n'est pas accru par la présence d'allées d'arbres, mais que c'est la composition des communautés adventices et en particulier leur phénologie et leur réponse aux pratiques qui expliquent leur dispersion (ce sont les espèces tolérantes au labour et aux traitements herbicides qui se propagent, en particulier celles qui produisent des stolons, ont une levée tardive et une floraison étalée, colonisant ainsi les champs en été, année après année). Enfin, vis-à-vis de ravageurs, Ben Issa *et al.* (2017) ont quantifié sous serre la distance à laquelle les composés organiques volatiles (COV) émis par des plantes odorantes telles que romarin, lavande ou basilic, protégeaient le poivron contre les pucerons. Ils ont montré que l'effet de la plante compagne diminue significativement avec la distance. Le romarin était le plus efficace à 0,5 m, divisant par 2 le nombre de pucerons adultes et par 2,5 le nombre de nymphes sur l'hôte. Toutefois l'efficacité était nettement diminuée à 1,5 m, pour devenir insignifiante à 2,5 m. Hatt *et al.* (2017) quant à eux n'ont pas observé de réduction notable de la population de pucerons dans des parcelles de blé malgré la présence de bandes fleuries en bordure : les auteurs suggèrent que les bandes fleuries sont trop éloignées (27 mètres) des points de mesure et proposent de tester d'autres dispositifs, tels que des rangs ou des bandes alternées dans le champ. **En règle générale, tous ces cas d'études concluent à un effet bénéfique des éléments végétaux diversifiés sur la présence d'ennemis naturels voire sur la régulation des bioagresseurs (en particulier des adventices), effet inversement proportionnel à la distance du champ cultivé à l'élément végétal diversifié. On**

note cependant certaines limites : i) le rayon d'influence de l'élément diversifié peut s'avérer faible, ii) pour que la présence d'ennemis naturels se traduise en régulation des bioagresseurs, il est nécessaire de favoriser le déplacement des ennemis naturels de l'élément diversifié vers la plante hôte (en utilisant des plantes abritant des proies alternatives par ex), et iii) l'élément diversifié peut également abriter des compétiteurs ou des prédateurs des ennemis naturels ce qui en amoindrit l'effet bénéfique.

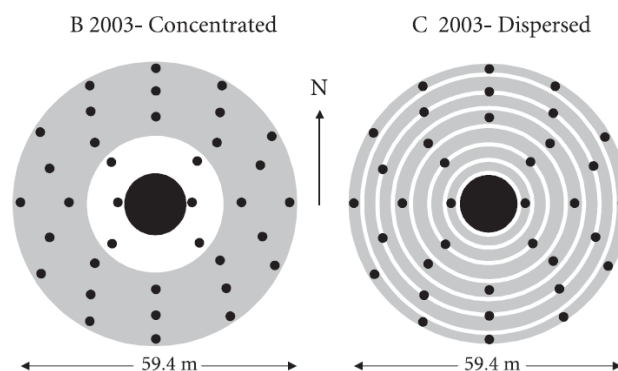
3.4.6.2. Orientation

L'intensité de l'effet du peuplement diversifié sur la régulation des bioagresseurs ou la prolifération des ennemis naturels est parfois observé selon l'**orientation** des plantes associées par rapport au vent dominant. Concernant les bioagresseurs, Frouz *et al.* (2000) ont ainsi montré que le vol de diptères phytophages des cultures était bloqué par la présence de couverts végétaux diversifiés hauts et denses, tels que des haies, et ceci d'autant plus si ces couverts sont plantés perpendiculairement à la direction du vent. En revanche, Bouws et Finckh (2008) n'ont pas pu mettre en évidence un effet de l'orientation de cultures associées de graminées par rapport à la direction du vent sur la propagation d'une épidémie de mildiou dans une culture de pomme de terre. Les haies peuvent également protéger les ennemis naturels du vent dominant, comme dans le cas de populations d'araignées suivies par Maudsley *et al.* (2002). Tixier *et al.* (2000) suggèrent quant à eux un rôle « piège » des bordures boisées des vignes, qui, selon leur orientation par rapport au vent dominant, peuvent intercepter les acariens prédateurs transportés passivement.

3.4.6.3. Organisation spatiale

L'efficacité de l'effet selon l'**organisation spatiale** : Musser *et al.* (2005) ont ainsi comparé deux arrangements spatiaux de plantes pièges (chou collard) pour attirer les femelles de teignes du chou (plante cultivée) dans un champ : l'arrangement « concentré », disposant les plantes pièges entre la source de teignes et le champ, et l'arrangement « dispersé » disposant plusieurs patches de plantes pièges de manière centrifuge dans le champ (Figure 3-42) ; ces deux arrangements visaient à intercepter les insectes herbivores selon leur comportement de vol (court ou longue distance, linéaire ou aléatoire...), mais les auteurs n'ont pu mettre en évidence de différence significative entre eux.

Figure 3-42. Disposition des parcelles et des cultures pièges. Les zones grises et blanches représentent respectivement le chou cultivé et la plante piège. La zone noire au centre de chaque parcelle représente le sol nu où les papillons *Plutella xylostella* ont été relâchés. Les petits points noirs sont les emplacements des pièges collants pour adultes (figure extraite de Musser *et al.*, 2005)



Melo *et al.* (2019) ont également étudié l'effet de la densité de plantation combinée avec l'espacement entre rangs de maïs et bandes enherbées sur le contrôle des adventices. Ils ont montré que c'est l'espacement réduit entre rangs de maïs et bandes enherbées qui permet le meilleur contrôle des adventices grâce à une couverture rapide du sol ne donnant pas accès à la lumière pour les adventices. Sunderland et Samu (2000) ont mené une revue de la littérature sur les effets de la diversification végétale sur l'abondance d'un type d'ennemis naturels,

les araignées. Ils ont comparé les effets de dispositifs « agrégés » (cultures alternées ou en bandes, avec séparation spatiale entre espèces différentes) et « entremêlés » (les cultures associées sont positionnées en-dessous ou parmi les individus de la culture de rente). Les auteurs ont montré que l'abondance des araignées (en nombre d'individus et d'espèces) est favorisée par les dispositifs de plantation « entremêlés » qui conduisent les populations d'araignées à proximité des plantes cultivées, maximisant ainsi les possibilités de passage d'un microhabitat à l'autre alors que les modes « agrégés » favorisent le maintien des araignées en bandes en réponse à des densités élevées de proies et limitent leur dispersion sur la culture de rente. Citons enfin l'essai de fragmentation de l'habitat de longue durée à Rothamsted (UK) où l'effet de la taille de micro-parcelles fleuries de 81 et 729 m² dans un champ d'orge a été évalué sur des populations de syrphes (Sutherland *et al.*, 2001). Si ces éléments végétaux augmentent la population de syrphes, les auteurs n'ont en revanche pas observé de différence d'effet entre petites et grandes micro-parcelles, les syrphes répondant plus à la densité de fleurs (qui ne dépend pas de la taille des micro-parcelles) et étant par ailleurs très mobiles (or les petites micro-parcelles sont peu éloignées les unes des autres).

3.4.7. Conclusions et besoins de recherche

L'arrangement spatial est globalement reconnu dans la littérature analysée comme un levier susceptible d'être actionné pour bénéficier d'effets positifs de la diversification végétale intraparcellaire. L'objectif visé de ces différentes études est en général d'identifier les facteurs favorisant l'abondance et le maintien de populations d'ennemis naturels dans les parcelles agricoles, et/ou permettant la régulation biologique des bioagresseurs.

Le Tableau 3-13 présente les principales conclusions issues de la littérature sur les effets de l'arrangement spatial intraparcellaire sur la régulation des bioagresseurs. Du fait de la quasi absence de travaux analysant « frontalement » les effets de ce mode de diversification sur les bioagresseurs, il n'est pas possible de renseigner précisément les mécanismes qui sous-tendent les effets observés, même s'ils sont parfois identifiés comme explicatifs des résultats observés. Ces mécanismes sont partiellement confondus avec ceux qui sous-tendent les effets de la composition biologique (intra et interspécifique) de la végétation intraparcellaire, analysés dans les sections 3.2 et 3.3 de ce chapitre.

Concernant la régulation des **adventices**, les études quantifient l'infestation (densité d'individus par unité de surface, taux de recouvrement du sol ou de l'inter-rang, biomasse), la richesse spécifique, ou encore le taux de renouvellement de la banque de graines. Concernant les **insectes aériens herbivores**, les variables-réponse observées sont relatives à l'abondance, mais concernent également les taux de survie des œufs ou des individus adultes et les taux de mortalité. Certaines études analysent les impacts des ennemis naturels sur ces insectes herbivores, via la proportion d'individus parasités, ou les dégâts engendrés sur le peuplement cultivé (mais les études mesurant les dégâts sont rares). L'effet de la diversification et de ses caractéristiques spatiales sur les **pathogènes aériens** est mesuré par l'incidence (nombre ou proportion d'individus atteints), la sévérité (surface d'organe malade), la densité de spores déposées sur l'hôte, le taux d'infection, ou encore la date de démarrage de l'épidémie. La littérature est beaucoup plus succincte sur les **maladies vectorisées**, observées selon l'incidence, la sévérité, le taux d'infection et la nuisibilité (perte de rendement de la culture occasionnée par la maladie). Les **insectes telluriques** sont également peu abordés, les auteurs examinant leur abondance et densité, ainsi que les dégâts sur récoltes. Enfin, une grande partie de la bibliographie étudiée concerne les **ennemis naturels** dont sont relevés l'abondance, la densité, la richesse spécifique, l'activité, le sexe ratio, la longévité et la fécondité. Les effets de la biodiversité végétale intra-parcellaire favorisant la présence, l'abondance, la persistance d'ennemis naturels, sont clairement établis dans cette littérature, y compris via les caractéristiques spatiales des mécanismes concernés.

Les caractéristiques spatiales des peuplements diversifiés mises en avant pour expliquer l'effet de la diversification végétale sur la régulation des bioagresseurs, sont relatives à l'**architecture** d'une part (architecture de la plante ou du couvert), et à la **distance à l'élément de diversification** d'autre part. L'architecture de la plante ou du couvert garantit un effet barrière contre la dispersion des graines d'adventices, des pathogènes aériens ou telluriques (via l'architecture des profils racinaires), des insectes à vol passif. Elle limite également l'accès aux ressources pour les bioagresseurs, par exemple l'accès à la lumière freinant ainsi la croissance des adventices, ou l'accès aux sites de pontes régulant la reproduction des insectes herbivores. De manière indirecte, l'architecture du couvert modifie le microclimat et la complexité structurale de l'habitat pour les bioagresseurs comme pour leurs ennemis naturels. La distance est quant à elle utilisée pour quantifier la zone d'influence de



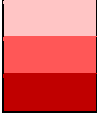




l'élément de diversification (par exemple, la distance à la plante compagne abritant des ennemis naturels), et l'intensité de la régulation qui en découle.

Les auteurs relèvent parfois l'ambivalence des stratégies d'arrangement spatial quant à leurs effets sur la régulation des bioagresseurs. Ainsi, les espèces associées sont susceptibles d'engendrer des effets non souhaités tels que le salissement de la parcelle (en augmentant le stock de graines d'adventices) et une compétition avec la culture de rente propre à en réduire le rendement. Le choix de la composition biologique des espèces associées doit alors tenir compte des effets bénéfiques de complémentarité de niche ou de facilitation entre espèces, qui seront à même de compenser les effets néfastes de la compétition pour la lumière et les nutriments (voir section 3.3). De même, si la structure plus complexe des habitats diversifiés favorise la présence d'ennemis naturels, elle favorise également celle des insectes herbivores. Par ailleurs, Les structures complexes peuvent être préjudiciables à la recherche de nourriture de certains insectes utiles, par l'augmentation du temps nécessaire pour localiser leur proie ou leur hôte. Par conséquent, si la complexité structurale favorise l'abondance des ennemis naturels, elle n'augmente pas systématiquement leur efficacité de prédation, donc la régulation biologique.




Si l'effet de la configuration spatiale des variétés ou des espèces au sein de la parcelle, est généralement reconnu sur la régulation des bioagresseurs, il est intimement lié à celui de la composition de la végétation. Les mécanismes en jeu, et leur caractère spatial, sont souvent identifiés dans la littérature analysée, que ce soit au niveau des plantes ou du peuplement. Toutefois, cette question apparaît comme un front de science car i) la contribution de l'arrangement spatial dans les mécanismes impliqués doit désormais être quantifiée, de façon à ii) en déduire des lois générales extrapolables à d'autres conditions que celles, très locales et spécifiques, jusqu'alors explorées. La mise en place d'expérimentations dédiées, la constitution de larges bases de données, et la modélisation, devraient permettre d'œuvrer dans ce sens.

Légende du Tableau 3-13 :

- **Nature de l'effet de la modalité de diversification sur la régulation du bioagresseur concerné :**

	Consensus de la littérature en faveur d'un effet positif sur la régulation du bioagresseur. Le niveau d'intensité du vert traduit le <u>niveau de consensus</u> de la littérature sur le sens positif de l'effet (plus le vert est foncé, plus le consensus est fort)
	Absence de consensus de la littérature : effet ambigu
	Consensus de la littérature en faveur d'un effet négatif sur la régulation du bioagresseur. Le niveau d'intensité du rouge traduit le <u>niveau de consensus</u> de la littérature sur le sens négatif de l'effet (plus le rouge est foncé, plus le consensus est fort)
	0 Pas d'effet significatif (des travaux existent mais ne mettent en évidence aucun/très peu d'effet)
	Hypothèses théoriques sur l'existence d'un effet sur la régulation du bioagresseur mais pas de preuves
	? Information insuffisante pour conclure (y compris sur le plan théorique)
	<i>Cas de figure qui n'a pas lieu d'être investigué car il ne correspond à aucune réalité "physique"</i>

- **Niveau d'investigation de ces effets dans la littérature (recul scientifique) :**

	littérature rare/très peu abondante (mais suffisamment robuste pour conclure)
	littérature relativement abondante mais pas (ou très peu) de travaux de synthèse/reviews
	littérature abondante incluant des travaux de synthèse/reviews

BIOAG : bioagresseur ; EN : ennemi naturel

Tableau 3-13. Synthèse des effets de l'agencement spatial de la végétation intraparcellaire sur la régulation des bioagresseurs

	Adventices	Insectes aériens	Insectes telluriques	Maladies vectorisées	Maladies / pathogène aérien	Maladies / pathogène tellurique	Nématodes	Autres	Remarques
<i>Métriques utilisées pour caractériser la régulation des BIOAG</i>	<i>Densité (graines, plantes), taux de non-renouvellement de la banque de graines, % de couverture de la surface par les adventices, biomasse, abondance, richesse spécifique</i>	<i>Présence, abondance et richesse spécifique, densité, taux de survie et persistance dans les habitats non-cibles, mortalité (œufs ou adultes), activité, dispersion, taux de prédation ou de parasitisme par les ennemis naturels, dégâts</i>		<i>Incidence, sévérité, taux d'infection, abondance du vecteur</i>	<i>Date de démarrage de l'épidémie, taux d'infection, densité (spores, colonies), incidence, sévérité, dégâts</i>	<i>Densité d'inoculum, dispersion des spores, taux d'infection, sévérité, incidence, dégâts</i>			
Effet majoritaire du mode de diversification sur la régulation des bioagresseurs	*** i) Architecture aérienne des plantes faisant barrière à la dispersion des graines d'adventices ii) Arrangement spatial favorisant la compétition pour les ressources nécessaires au développement des adventices	*** Effets sur le vol des insectes (barrière mécanique) ou les facteurs de vol (perturbation de la recherche de ressources ou de sites de ponte)	?	* Effet significatif de la modification de l'architecture de la plante hôte due à la compétition avec les autres plantes du mélange	*** Effet principal de l'architecture du couvert : soit direct (barrière à la dispersion), soit indirect (via le microclimat)	** Effet dilution et barrière de l'architecture souterraine du couvert : soit mécanique via l'architecture racinaire, soit chimique via l'allélopathie	?	?	Les espèces associées (cultivées ou ESN) sont susceptibles d'engendrer 2 effets non souhaités : le salissement de la parcelle via la production de graines, et une compétition excessive pour la lumière et les nutriments avec la culture de rente

3.5. Effets de la diversité temporelle de la végétation au sein de la parcelle (rotations)

Coordinateurs : Manuel Plantegenest, David A. Bohan

Co-auteurs : Marianne Doehler

Experts ayant participé à la constitution du corpus bibliographique : David A. Bohan, Jérôme Enjalbert, Frédéric Fabre, Manuel Plantegenest, Frédéric Suffert

3.5.1. Introduction

L'utilisation de différentes cultures, cultivées en séquence sur plusieurs saisons ou années, est une pratique agricole très ancienne. Ces séquences, appelées « rotations », constituent une composante fondamentale de l'activité agronomique utilisée par les agriculteurs sous une forme ou une autre depuis au moins 6 000 ans. En effet, l'utilisation d'une combinaison de travail du sol et de rotations constitue la définition de l'agriculture arable²⁹, pratiquée dans le monde entier. Les agriculteurs utilisent les rotations, qui déterminent implicitement la gamme de cultures qu'ils cultivent sur leurs exploitations, pour assurer des revenus diversifiés et l'indépendance alimentaire du bétail tout en évitant les problèmes de bioagresseurs (Bane *et al.*, 2021). La performance agronomique repose sur la gestion de la fertilité et de la structure du sol, la gestion de l'eau et des mauvaises herbes, maladies et autres bioagresseurs (Palti, 1981). Les agriculteurs peuvent également utiliser des rotations qui présentent un avantage environnemental, comme l'amélioration de la qualité du sol, en évitant les cultures et les modes de gestion qu'ils considèrent comme nuisibles à la durabilité à long terme (Anderson, 2005).

Une rotation est une séquence fixe et spécifique de cultures, d'une durée donnée, conçue pour atteindre un ensemble particulier d'objectifs agronomiques, économiques et environnementaux (Bohan *et al.*, 2011 ; Bane *et al.*, 2021). La rotation possède une structure et chaque culture de la séquence contribue à la performance globale de la rotation. L'implantation de certaines cultures au cours d'années consécutives de la rotation, peut, par exemple, être évitée, voire interdite, en raison des effets négatifs pour la ou les cultures suivantes. Ces effets négatifs peuvent, par exemple, résulter de la prolifération d'adventices ou de la transmission de champignons nuisibles qui peuvent entraîner une perte de rendement (Sebillotte, 1989). Certaines études ont montré que la réduction des pesticides est possible, lorsque les rotations de cultures et la surveillance des bioagresseurs sont utilisées de concert, sans inconvénients économiques, ce qui suggère que l'adoption de rotations des cultures appropriées peut contribuer à une production végétale durable (Saltzman et Kehlenbeck, 2018). La revue de Struik et Bonciarelli (1997) énumère les bénéfices permis par le choix de la rotation incluant la fixation de l'azote, l'entretien d'une microflore du sol bénéfique, la gestion de l'eau... Les opportunités et contraintes agronomiques, économiques et environnementales fixent donc les limites des types de rotation qui sont et peuvent être utilisés dans un contexte de production donné (Bane *et al.*, 2021). Ces opportunités et contraintes s'opposent à l'adoption de séquences simples de cultures qui émergerait du raisonnement fondé uniquement sur le cours mondial des matières premières agricoles sans objectifs agronomiques et environnementaux stricts. Ces séquences simples sont purement économiques et ne peuvent être maintenues qu'avec des apports de pesticides et d'azote, soutenus par les paiements agricoles. Dans la section suivante, nous ne considérons pas explicitement ces séquences économiques tactiques, qui ne contribuent pas aux approches de la diversification végétale.

3.5.1.1. Une brève histoire des rotations

Jusqu'au Moyen-Âge, les exploitations agricoles étaient généralement mixtes, incluant des cultures et des animaux d'élevage. Les rotations étaient basées sur l'utilisation de jachères tournantes pour la production de fourrage,

²⁹ https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Glossary:Crop_rotation

l'incorporation de fumier et le contrôle des mauvaises herbes (Mazoyer et Roudart, 2002). La spécialisation croissante vers une agriculture pure de type arable a conduit au développement de rotations sans jachère basées sur des cultures de légumineuses (pois, haricots, vesce, trèfle) et de racines (navets, choux, pommes de terre) qui fournissaient certains des services précédemment rendus par les jachères et les animaux. La rotation Hollandaise dite Norfolk à 4 rangs de trèfle, de blé, de navet fourrager et d'orge, associée à des innovations techniques tels que l'apparition des semoirs, a donné l'impulsion à l'adoption de rotations plus diverses. Cette rotation Norfolk est devenue dominante en Europe et en Amérique du Nord à partir du 18^e siècle et a contribué à une augmentation de près de 60 % des rendements céréaliers entre 1720 et 1840 (Overton, 1996).

Le développement des systèmes de rotation que nous connaissons aujourd'hui a eu lieu au cours du 20^{ème} siècle. L'adoption des rotations s'est considérablement accélérée grâce à la révolution verte des années 1950 et suivantes. Cette révolution a associé la sélection des cultures, le développement de la mécanisation, l'adoption de nouvelles pratiques agronomiques et le développement de pesticides et d'engrais de synthèse pour favoriser la performance des cultures (Borlaug, 2007). Le changement structurel le plus récent dans la gestion des rotations a été l'adoption à grande échelle des cultures d'hiver dans les années 1960 et 1970. Au cours des récentes décennies, l'innovation en matière de rotation et son traitement en tant qu'objet d'étude ont décliné, en grande partie en raison de la politique réglementaire, du soutien des prix de certaines cultures commerciales et du développement de produits phytochimiques qui atteignent plus facilement les mêmes objectifs que les rotations, permettant ainsi des approches de gestion tactiques. À l'échelle mondiale, la diversité des cultures a augmenté depuis les années 1980 (Martin *et al.*, 2019). Au cours de cette période, cependant, quelques cultures clés ont fini par dominer, ce qui a conduit à une similarité croissante des modèles de culture dans toutes les régions du globe (Martin *et al.*, 2019).

3.5.1.2. L'objectif de cette étude

L'étude de la littérature présentée ici se concentre sur les effets des rotations, à l'échelle de la parcelle, sur les adventices, pathogènes, bioagresseurs et ennemis naturels. Nous considérons également certaines modifications de la séquence de cultures et au sein de la séquence de cultures, des pratiques telles que l'introduction de plantes de couverture ou de cultures intermédiaires. Il s'agit ici d'**évaluer les modifications des séquences de rotation comme mode de diversification de la végétation cultivée pouvant contribuer à la gestion des bioagresseurs.**

Nous étendons ensuite cette évaluation à la **prise en compte de la distribution des rotations dans un paysage de parcelles cultivées**, afin d'examiner comment la séquence spatiale et temporelle des cultures (« paysage de rotation ») affecte les paramètres des populations de bioagresseurs et leur régulation par les ennemis naturels et plus généralement les niveaux des services écosystémiques.

3.5.2. Constitution et description du corpus bibliographique

Comme pour tous les autres sujets abordés dans cette expertise, Web of Science (WoS) se montre essentiellement performant pour l'identification des articles datant de la période postérieure à 1990. Pour les périodes antérieures, la proportion d'articles référencés par rapport à ceux publiés est beaucoup plus faible. Pour ce qui concerne les problématiques en lien avec la rotation, cette limite peut avoir des conséquences importantes car peu d'innovations majeures en matière de nouvelles rotations ont été développées après 1990. En effet, les rotations actuellement pratiquées sont anciennes, de même que les travaux de recherche qui leur ont été consacrés. Ainsi, par exemple, le semis en automne/hiver a ouvert une nouvelle fenêtre de germination des adventices pendant une période qui aurait été auparavant en jachère puis labourée. Il est clair que cette nouvelle opportunité de germination a conduit à une augmentation considérable des graminées adventices. Ces effets sont presque absents du corpus, probablement en lien avec la période couverte par la recherche sur WoS.

Cette limite de collecte des articles antérieurs aux années 1990 a peu d'influence pour ce qui concerne l'étude des paysages de rotation. En effet, l'importance de la distribution spatiale des rotations a peu été considérée avant les années 1990. Avant cette période, les rotations étaient essentiellement étudiées à l'échelle de la parcelle. L'article d'Helenius (1997) qui décrit, de manière théorique, le fonctionnement des métapopulations de bioagresseurs, et leur contrôle par les ennemis naturels, dans une matrice spatiale et temporelle de culture peut être qualifié de fondateur.

3.5.2.1. Corpus bibliographique pour analyser les effets des rotations sur les bioagresseurs

D'une manière générale, dans le corpus d'articles étudié, il est très peu fait mention de travaux portant sur une manipulation explicite de la séquence des cultures dans le cadre d'une description générique ou théorique des rotations. Les articles examinent généralement les effets des rotations suivant les trois approches suivantes :

- (i) des expériences conduites en plein champ pour caractériser les effets sur les bioagresseurs de rotations qui sont des modifications limitées d'un type standard souvent utilisé dans le domaine géographique de l'étude (par exemple Young *et al.*, 2010 ; Heggenstaller *et al.*, 2006) ;
- (ii) des expériences à plus petite échelle conduites en microparcelles qui comparent des rotations contrastées, souvent également dans le cadre de modifications d'une rotation standard (par exemple Simard *et al.*, 2011) ;
- (iii) des analyses de données de bioagresseurs récoltées dans un nombre important de parcelles pour lesquelles la rotation appliquée dans chaque champ est traitée comme une variable explicative (par exemple Bohan *et al.*, 2011 ou Saussure *et al.*, 2015).

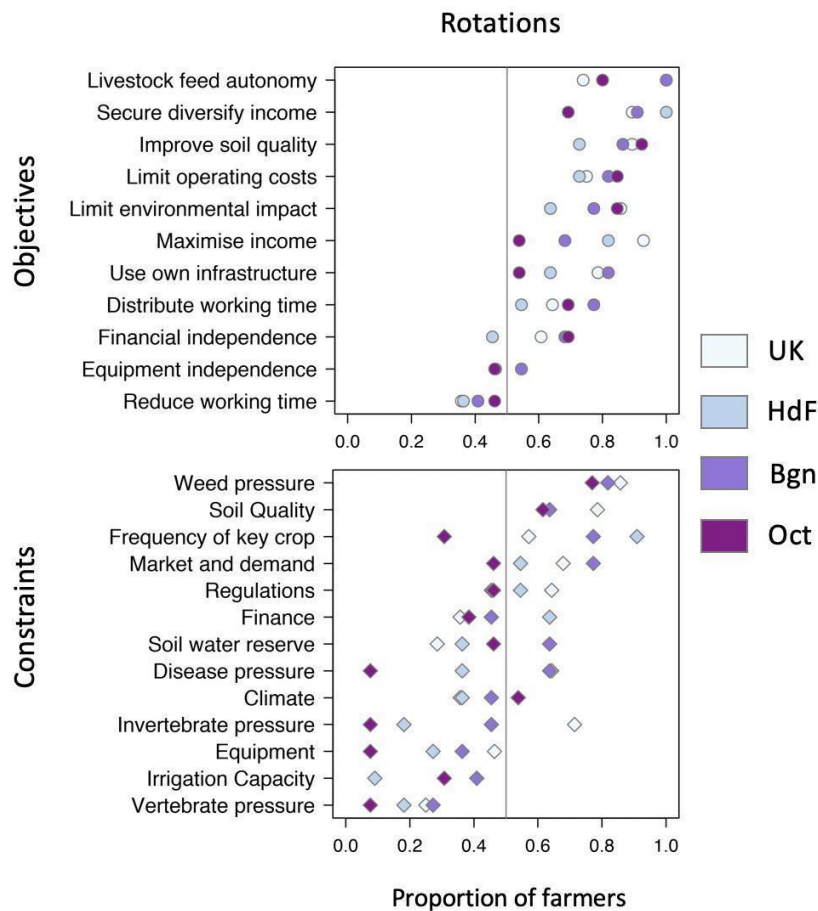
Par ailleurs, une grande partie de la recherche est empirique et fondée sur les pratiques de rotation actuellement employées dans la zone d'étude, et a des objectifs appliqués tels que le contrôle d'un bioagresseur particulier (par exemple Doole et Pannell 2008). Il existe comparativement peu de travaux génériques ou théoriques qui pourraient être utilisés pour proposer et développer de nouvelles rotations dans le but d'obtenir un ensemble d'effets. La prédominance des recherches à visée tactique (modifications ponctuelles et limitées de la rotation) s'explique en partie par le coût élevé des recherches à long terme sur une sélection représentative de structures de rotation. De plus, les rotations sont diversement caractérisées, soit simplement par leur durée, le nombre de cultures qui les composent, le nombre de cultures céréalières ou fourragères, ou d'autres descripteurs synthétiques. Il est, dès lors, difficile de comparer les effets des rotations entre différentes études, car les descriptions structurelles utilisées peuvent être très différentes.

Un article récent de Bane *et al.* (2021) détaille les contraintes et les objectifs qui déterminent les décisions des agriculteurs français et britanniques en termes de choix de rotation (Figure 3-43). On peut noter que la gestion des adventices est la contrainte prédominante qui détermine les choix de rotation.

Dans notre synthèse, seuls les articles incluant explicitement des comparaisons entre rotations différentes ont été retenus. Les articles qui n'examinent pas ces comparaisons, tels ceux qui indiquent simplement la rotation particulière avec laquelle l'expérience a été conduite, n'ont pas été retenus. Dans le cas des cultures intermédiaires ou de couverture, n'ont été retenues que les études incluant deux ou plusieurs rotations différentes, dans lesquelles les cultures de couverture ou les cultures intermédiaires étaient insérées. Dans le cas contraire, nous avons considéré qu'il s'agissait de comparaisons entre différents types de cultures de couverture ou intermédiaires et non d'une comparaison entre rotations.

La requête utilisée dans le WoS pour identifier les articles relatifs à l'effet des rotations sur les bioagresseurs (*cf.* Annexe de ce chapitre) a initialement collecté 510 articles scientifiques. Compte tenu des objectifs de la présente analyse et des critères de sélection présentés ci-dessus, 211 de ces articles ont été jugés pertinents sur la base d'une lecture des titres et résumés. 11 articles collectés par les requêtes relatives à d'autres modes de diversification se sont ajoutés à ces références. Sur ces 222 références potentiellement pertinentes pour renseigner la présente section, 114 ont finalement été retenues après élimination des références s'avérant non pertinentes sur la base d'une lecture approfondie, et choix des références les plus pertinentes pour renseigner l'ESCO. En complément, 23 références ont été ajoutées manuellement (non collectées *via* les interrogations WoS). Le corpus final de 137 références inclut 19 travaux de synthèse dont 2 méta-analyses.

Figure 3-43. Proportion d'agriculteurs interrogés (n = 75) qui ont énoncé chaque objectif ou contrainte pris en compte lors de la planification de leurs rotations. Les agriculteurs sont regroupés selon la région où se situe leur exploitation (sud du Royaume-Uni (UK), Hauts-de-France (HdF), Bourgogne-Franche-Comté (Bgn) et Occitanie (Oct)). (Figure extraite de Bane *et al.*, 2021).



Organismes bioagresseurs et ennemis naturels considérés dans les articles du corpus

Environ la moitié des articles du corpus portent sur le contrôle des adventices. Viennent ensuite les maladies fongiques (environ ¼ du corpus), les nématodes et les insectes. Les autres bioagresseurs (bactéries, virus, acariens et gastéropodes) ne sont cités que dans un faible nombre d'études. Une minorité d'articles s'intéressait aux interactions entre plusieurs types de bioagresseurs. Quelques études ont cependant considéré simultanément les adventices, les nématodes et les champignons pathogènes telluriques.

Les ennemis naturels ne font l'objet que d'environ 10 % des études analysées. Les groupes principalement représentés sont les champignons, les insectes et les bactéries.

Localisation des travaux et cultures considérées

La majorité des études examinées ont été réalisées en Amérique du Nord et en Europe (dont quelques unes en France métropolitaine et dans les DOM). Les autres régions du monde (Asie, Amérique du Sud, Afrique et Océanie) apparaissent également sporadiquement, et quelques études ont été réalisées à l'échelle mondiale.

Du fait de la localisation des études, les rotations considérées par le corpus sont principalement celles d'intérêt majeur pour l'Amérique du Nord, telles que celles basées sur le maïs et le soja, suivies par des rotations incluant des cultures de pommes de terre, et des cultures céréalières comme le blé, l'orge, l'avoine, le sorgho et le riz, les cultures légumières sont également bien représentées.

Modalités comparées

Les travaux de recherche relatés dans la littérature exploitée comparent principalement l'effet de modifications de rotations des cultures existantes sur les bioagresseurs présents dans les agrosystèmes. Ces modifications peuvent porter sur les cultures composant la rotation. Différentes cultures ou infrastructures (*e.g* couverts intermédiaires (*cover crop*) ou d'engrais vert (*green manure*)) peuvent être intégrées aux rotations, il y a donc une modification de la diversité de culture (nombre d'espèces, familles cultivées, variations des pratiques). Elles peuvent alternativement porter sur l'organisation temporelle de la séquence. Ainsi, certains travaux portent sur des modifications en termes de dynamiques temporelles des séquences de rotation (*e.g* plusieurs longueurs, différents délais de retour à même culture ou séquence temporelle entre les cultures considérées).

Quantification des effets des rotations

L'effet des rotations sur les bioagresseurs est généralement exprimé en termes de dégâts observés (sévérité ou incidence) ou d'abondance du bioagresseur. Dans le cas des adventices, l'effet est généralement mesuré en termes de densité ou de biomasse dans la culture ou en termes d'abondance de la banque de graines. Tant pour les adventices sous leur forme végétative que pour la banque de semences, la diversité de la communauté ou la richesse en espèces est également signalée occasionnellement. Des études similaires peuvent produire des résultats différents parce que leurs effets ne sont pas mesurés avec les mêmes métriques, ce qui limite la capacité à faire des comparaisons directes entre les études. Concernant les agents pathogènes fongiques les densités d'inoculum³⁰ sont parfois mesurées. Enfin, l'effet des rotations sur la diversité et la composition microbienne est parfois mesuré lors d'études sur les bioagresseurs telluriques (principalement dans la littérature récente) car elles sont souvent considérées comme des proxys du potentiel de régulation des bioagresseurs. Enfin, les rendements des cultures sont également mesurés dans une partie des études.

Modélisation

Quelques articles retenus dans cette analyse portent sur des travaux de modélisation qui examinent l'effet de l'organisation temporelle des cultures en vue de réduire les problèmes causés par des adventices nuisibles, dont les abondances sont mesurées en termes de quantité de graines dans la banque de semences ou de nombre de plantes au stade végétatif, d'améliorer le rendement ou d'atténuer ou d'éliminer le développement de résistance aux herbicides.

3.5.2.2. Corpus bibliographique pour analyser l'effet des rotations à des échelles spatio-temporelle supérieures à celles de la parcelle et de la séquence

On trouve peu d'études manipulant explicitement les cultures dans l'espace et le temps dans un cadre expérimental pour tester les effets de cette manipulation. Les articles examinent généralement les effets de l'une des trois manières suivantes :

- (i) sur les ennemis naturels dans des paysages spatialement explicites incluant une collection de parcelles, pour lesquels la rotation est résumée par une mesure de la diversité des cultures parce que l'échantillon de parcelles est trop réduit pour permettre une analyse explicite de la rotation (Scheiner et Martin, 2020 ; Redlich *et al.*, 2021) ;
- (ii) sur les bioagresseurs et leurs ennemis naturels en relation avec l'histoire actuelle et passée d'une unique culture, comme les méligèthes et leurs parasitoïdes dans le colza (Rusch *et al.*, 2011) ;
- (iii) par inférence de l'effet sur les ennemis naturels et les bioagresseurs de paysages contrastés ayant des histoires de culture différentes ou d'un seul paysage sur une période où un changement dans l'histoire de la culture a eu lieu. Le résultat de ces différentes études est un ensemble de règles pouvant être appliquées pour concevoir de futurs paysages et des pratiques de gestion.

³⁰ L'inoculum est une portion ou un ensemble de propagules infectieuses d'un micro-organisme pathogène (spore, fragment mycélien, etc.) capable d'initier une infection lorsque celles-ci entrent en contact avec une plante hôte.

Seuls les articles qui incluaient explicitement ou implicitement l'interaction entre la rotation et le paysage ont été retenus. Les résultats montrent que malgré l'importance de cette question pour la conception de futurs paysages agricoles résilients (sur les plans agronomique, économique et écologique), peu de travaux ont été réalisés sur ce thème. Dans les cas où des recherches ont été effectuées, la diversification temporelle du couvert végétal a été essentiellement examinée à travers le prisme de l'agronomie, en vue de contrôler les problèmes de bioagresseurs, et non à travers le prisme de l'écologie du paysage pour la conservation. Ceci est particulièrement évident en Amérique du Nord où la lutte contre le doryphore de la pomme de terre et certains des foreurs de la tige du maïs s'est avérée de moins en moins efficace, en raison de la résistance aux pesticides et de la modification du comportement de ponte, ce qui a conduit à l'examen de stratégies de rotation et d'aménagement spatialisés susceptibles de rétablir le contrôle.

Les requêtes utilisées dans le WoS pour identifier les articles relatifs à l'effet du « paysage de rotations » sur les bioagresseurs (cf. Annexe de ce chapitre) ont initialement collecté 337 articles scientifiques, parmi lesquels 71 articles ont été identifiés comme potentiellement pertinents sur la base d'une lecture de chaque résumé. 38 articles ont été ajoutés à partir des recherches effectuées dans le WoS pour d'autres modes de diversification. Sur les 109 articles ainsi identifiés, 30 ont finalement été retenus après lecture approfondie, compte tenu des objectifs recherchés et des critères de sélection appliqués. En complément, 6 références ont été ajoutées manuellement (non collectées *via* les interrogation WoS).

Périmètre couvert par le corpus

Environ 1/5 du corpus est constitué par des études de modélisation qui examinent la structuration spatiale et temporelle des cultures dans le but d'augmenter l'abondance et l'efficacité des ennemis naturels ou de réduire les problèmes de bioagresseurs y compris les dommages directs à la culture et la perte de contrôle des bioagresseurs due à la résistance aux pesticides. Les articles sélectionnés concernent l'agriculture arable, ou beaucoup plus rarement les rotations dans de petites parcelles avec des cultures de type arable, en Europe, en Amérique du Nord, en Asie/Chine, en Méditerranée/Afrique du Nord, en Amérique du Sud et en Afrique subsaharienne, par ordre décroissant d'importance dans le corpus bibliographique. Les cultures étudiées comprennent le tournesol, la luzerne, la pomme de terre, diverses céréales (dont le blé, l'orge, l'avoine, le maïs, le sorgho et le riz), le colza et le coton. Les cultures plus rarement mentionnées dans le corpus comprennent le manioc et les fraises.

Les publications pertinentes portent de manière prédominante sur les ennemis naturels, suivis des adventices, des foreurs de tiges et enfin des maladies fongiques. Les articles analysés examinent soit les bioagresseurs, soit les ennemis naturels et rarement les deux simultanément. Certaines études de modélisation décrivent l'effet générique des ennemis naturels en tant que "service écosystémique de contrôle des bioagresseurs". D'autres études considèrent les adventices et leur nuisibilité mais également les services écosystémiques qu'elles fournissent, qui peuvent inclure la pollinisation et le contrôle des nuisibles. Par ordre d'importance dans le corpus, les bioagresseurs et auxiliaires les plus examinés sont les insectes (y compris le doryphore de la pomme de terre, les pollinisateurs, les foreurs de tiges, les pucerons et aleurodes, les punaises, les lépidoptères, les thrips et les "mineuses"), les adventices, les nématodes, les pathogènes fongiques, les acariens et les rongeurs. Les ennemis naturels considérés dans les articles sont prédateurs ou parasitoïdes. Un article mentionne également les champignons mycorhiziens comme agents de contrôle biologique de pathogènes fongiques. Les prédateurs comprennent les carabes, les araignées, les coccinelles, les hétéroptères, les syrphes, les chrysomélides, les acariens, les grenouilles et les oiseaux. Les parasitoïdes comprennent des hyménoptères spécialistes et généralistes.

Les recherches effectuées analysent les effets de la distribution des cultures dans l'espace et dans le temps sur les bioagresseurs et les ennemis naturels. Il s'agit soit d'inférence au sens d'une prédiction permise par une étude de modélisation, soit d'observation empirique, n'impliquant aucune expérimentation permettant de tester la véracité de l'effet. Certains des articles du corpus proposent des recherches futures basées sur les résultats présentés. Il existe cependant un certain paradoxe. La nécessité évidente d'effectuer des recherches à l'échelle du paysage et sur le long terme se heurte à la difficulté de mise en place de tels dispositifs. La modélisation est une alternative pertinente car elle permet d'aborder des échelles spatiales et temporelles larges (voir Chapitre Modélisation du rapport). Dans la section suivante, nous exposons les enseignements mécanistes concernant les effets de la diversification de la végétation qui peuvent être tirés du corpus.

3.5.3. Généralités sur l'effet des rotations sur les bioagresseurs

Quel que soit le type de bioagresseur considéré, le choix de la rotation semble être un levier important pour réduire les abondances des bioagresseurs et/ou les dégâts qu'ils occasionnent (McLaughlin et Mineau, 1995). Il constitue le principal levier agronomique en agriculture biologique par sa capacité à gérer les populations de bioagresseurs mais également à fournir d'autres services importants (entretien de la fertilité, amélioration de la structure et de la qualité de la matière organique du sol...) (Zinati, 2002). Par ailleurs, en limitant les dégâts causés par les bioagresseurs, les rotations permettent une plus grande stabilité des rendements que les monocultures (Struik et Bonciarelli, 1997).

L'analyse de la littérature montre que les études de l'effet des rotations tendent à différer dans leur approche selon la catégorie de bioagresseur ciblée. En effet, il est possible de distinguer deux approches pour l'étude de l'effet des rotations sur les bioagresseurs : une approche qui s'inscrit plutôt dans le champ disciplinaire de la recherche agronomique pour les nématodes et les agents pathogènes fongiques (tellurique ou non) avec des études souvent réalisées à l'échelle d'une parcelle ou sous serre et incluant des mesures des rendements et, une approche qui s'inscrit plutôt dans le champ disciplinaire de la recherche écologique pour les insectes, qui sont souvent considérés dans des parcelles focales au sein de contextes paysagers en tenant compte de l'évolution de la mosaïque paysagère au cours du temps.

3.5.3.1. Effet des rotations sur les adventices

Cadre théorique

On ne trouve nulle part dans la littérature du corpus une description générique et scientifique largement acceptée des caractéristiques d'une rotation. La littérature propose des descriptions empiriques des rotations qui permettent une analyse scientifique mais qui ne permettent guère la comparaison entre les études. Ces descriptions caractérisent notamment les rotations par leur longueur ou le nombre de cultures qui les composent (Castro *et al.*, 2011 ; Gomez *et al.*, 2013 ; Mock *et al.*, 2012), la fréquence de cultures particulières comme les céréales (Vullioud et Delabays, 2007), ou d'autres mesures de richesse (nombre de cultures différentes) ou diversité des cultures (Zentner *et al.*, 2011). Il existe des attentes mécanistes quant aux effets des cultures qui composent les rotations sur les adventices. Chaque type de culture et les pratiques qui lui sont associées sont supposées sélectionner certains traits des espèces constituant la flore adventice. L'ensemble sélectionne ou filtre les espèces qui peuvent se maintenir tout au long de la rotation. Ainsi, les cultures semées en automne/hiver tendent à sélectionner les adventices qui germent en automne, comme certaines espèces de graminées (Jensen et Kristensen, 2013 ; Melander *et al.*, 2008 ; Zeller *et al.*, 2018). Dans d'autres situations, cependant, comme les rotations simples des Grandes Plaines d'Amérique du Nord, un bon établissement des céréales d'automne peut être utilisé pour concurrencer les adventices à germination automnale (Beres *et al.*, 2010), ce qui suggère que la situation locale joue un rôle dans l'effet. Les cultures céréalières, dans lesquelles l'utilisation d'herbicides anti-dicotylédones prédomine, devraient sélectionner les graminées adventices insensibles à ces herbicides (Bohan *et al.*, 2011). Cet effet mécaniste des rotations est clairement suggéré par des notions telles que celle de « *break crops* », qui désigne certaines cultures utilisées pour "rompre" les séquences de cultures céréalières (Bullock, 1992 ; Roper *et al.*, 2012), permettant ainsi une contre-sélection des espèces qui possèdent des traits favorisant leur développement dans les cultures céréalières (Seymour *et al.*, 2012).

Bohan *et al.* (2011) présentent une analyse empirique des rotations basée sur des traits simples pour les cultures pratiquées en séquence dans près de 200 parcelles. Ils proposent que si les banques de semences du sol sont déterminées par les rotations, il doit être possible de déterminer la longueur de la séquence qui a un effet écologique sur la banque de semences et que les cultures cultivées en séquence peuvent être simplement caractérisées par une combinaison de traits incluant la saison de semis (hiver, printemps), le type de culture (céréales, oléagineux, légumes, prairies, mixte) et le type d'herbicide utilisé (contre les dicotylédones, monocotylédones, à large spectre ou aucun) dans la culture. Dans leur étude, les types de cultures sont déterminés à dire d'expert et incluent des cultures ayant des effets sélectifs similaires sur les adventices en raison de similitudes dans leurs caractéristiques et dans les pratiques de gestion qui leur sont associées. L'analyse des données provenant d'environ 200 parcelles a montré que cette typologie de rotation déterminait l'importance de la banque de graines d'adventices. Les facteurs déterminants sont, par ordre d'importance, la saison de semis,

le type de culture et le type d'herbicide utilisé. La durée écologique d'une rotation, c'est-à-dire la durée pendant laquelle l'effet de la culture sur la variation de la banque de graine peut être détectée, a été estimée à 3 ans. Les rotations qui utilisent différentes combinaisons de ces effets peuvent modifier la banque de graines d'adventices jusqu'à trois ordres de grandeur au cours des trois années d'une rotation. Ce résultat suggère que les rotations actuelles peuvent déterminer une large gamme d'abondances dans la banque de graines d'adventices. Ainsi, il existe des opportunités pour cibler les « faibles » abondances d'adventices problématiques, ou diverses communautés d'adventices, en sélectionnant des rotations existantes ou en innovant de nouvelles rotations à l'avenir. Des taux similaires de modification de la densité des adventices avec différentes rotations sont présents dans d'autres travaux du corpus (Legere *et al.*, 2011 ; Simard *et al.*, 2011).

Une approche fondée sur les traits des cultures est également présente dans d'autres études (par exemple, Mas *et al.*, 2010), mais la plupart ne fournissent qu'une explication post-hoc d'effets empiriques. Les rotations qui sont examinées sont des modifications limitées d'une rotation standard. Il s'agit souvent d'ajouter une ou plusieurs cultures à la rotation standard dans le but d'atteindre un objectif particulier, comme le contrôle des adventices (Young *et al.*, 2010) ou des nématodes (Creech *et al.*, 2008 ; Mock *et al.*, 2012). L'absence de caractérisation générique des rotations et des modifications qui leur sont apportées rendent difficile les comparaisons entre études expérimentales et la conception de rotations innovantes pour atteindre un ensemble d'objectifs simultanément.

Preuves du contrôle des adventices ou de la régulation du stock de graines par les rotations

La littérature témoigne d'un consensus sur l'existence d'effets des rotations sur les adventices et leur capacité à les contrôler (eg. Lundkvist *et al.*, 2008). La modification d'une rotation des cultures entraîne des changements dans les densités d'adventices. Les modifications qui influencent les adventices comprennent l'utilisation de « *break crops* » dans les rotations céréalières (Oliveira *et al.*, 2019 ; Seymour *et al.*, 2012), de cultures intermédiaires (Liebman et Dyck, 1993), de cultures fourragères (Gomez *et al.*, 2013 ; Maclaren *et al.*, 2019 ; Singer *et al.*, 2009), de jachères (Diaz-Ambrona et Minguez, 2001 ; Eiszner *et al.*, 1996 ; Johnson et Mullinix, 1997 ; Martin et Felton, 1993), de quantités variables de cultures céréalières dans la rotation (Chamanabad *et al.*, 2009) ou de cultures OGM tolérantes aux herbicides (Mas *et al.*, 2010 ; Reddy *et al.*, 2006 ; Simard *et al.*, 2011) et les dates de semis (Beres *et al.*, 2010 ; Zeller *et al.*, 2018), ainsi qu'une gestion spécifique de la diversité végétale insérée dans la rotation par l'introduction de cultures de couverture ou intermédiaires (Price *et al.*, 2016). Certaines études suggèrent cependant que la rotation n'a aucun effet sur la biomasse, la densité ou la diversité des adventices. Pour la plupart, ces études proviennent de la région des Grandes Plaines d'Amérique du Nord où la diversité des rotations type est faible (dominées par les céréales) et les rotations courtes (généralement d'une durée de deux ans). Dans ce contexte, l'ajout d'une nouvelle culture, en remplacement d'une culture dans la rotation standard ou en augmentant la durée de la rotation, pourrait ne pas représenter un changement suffisamment important pour susciter un effet.

Le corpus montre des effets importants de la rotation sur l'importance de la banque de graines d'adventices et son évolution. Les modifications tactiques qui provoquent un changement dans la banque de semences d'adventices comprennent l'introduction de « *break crops* » dans les rotations céréalières (Seymour *et al.*, 2012), de cultures fourragères (Ball, 1992), de cultures OGM (Davis *et al.*, 2009), la proportion de cultures céréalières dans la rotation (Bohan *et al.*, 2011), la conversion à l'agriculture biologique (Albrecht, 2005), le travail du sol (Barberi et Mazzoncini, 2001 ; Ghosheh et Al-Hajaj, 2005) et les dates de semis (Bohan *et al.*, 2011), ainsi que la gestion spécifique de la diversité végétale insérée dans la rotation, par l'introduction de cultures de couverture ou intermédiaires (Smith *et al.*, 2009 ; Swanton *et al.*, 2006).

Conséquences sur les rendements et les résistances aux herbicides ?

La littérature et les études de modélisation montrent que des changements dans les rotations peuvent entraîner une modification du rendement des cultures et indiquent que des choix de rotation appropriés peuvent permettre une amélioration du rendement par la réduction de la quantité d'adventices (Canner *et al.*, 2009 ; Darwent *et al.*, 2003 ; Melander *et al.*, 2008 ; Reddy *et al.*, 2006). Le choix de la rotation est important pour le rendement des cultures, mais il semble, en l'absence d'une théorie générale sur les rotations, que ce choix soit spécifique au contexte de production et au mode de gestion. Le choix de rotations de céréales d'hiver dans les Grandes Plaines des États-Unis peut conduire à une meilleure suppression des mauvaises herbes à l'automne et à une amélioration des rendements (Beres *et al.*, 2010). Les mêmes rotations appliquées en Europe, dans un

contexte cultural et paysager plus divers, entraîneraient des problèmes de mauvaises herbes plus graves et ces rotations ne seraient probablement pas choisies. Les avantages d'une rotation des cultures pourraient donc n'apparaître que lorsque d'autres pratiques, tels que l'usage de pesticides, sont inclus. Par exemple, les rotations céréalières basées sur l'orge peuvent avoir un rendement relativement faible mais offrent un meilleur contrôle de la folle avoine, *Avena fatua*, et la perte de rendement est compensée par la réduction des coûts liés à l'usage d'herbicides (Harker *et al.*, 2009).

Certaines études expérimentales de la rotation en Amérique du Nord s'intéressent à la gestion de la résistance aux herbicides. Les rotations simples de 2 ans, dominées par les céréales, pratiquées dans les Grandes Plaines, ont conduit à la sélection d'une résistance aux herbicides chez certaines espèces d'adventices économiquement importantes. Dans certains cas, ce phénomène a été exacerbé ou diminué par l'utilisation de variétés OGM tolérantes aux herbicides. Une diversification s'éloignant de ces rotations simples peut permettre la disparition des populations d'adventices tolérantes aux herbicides et ainsi modifier l'évolution de la résistance (Davis *et al.*, 2009 ; Zeller *et al.*, 2018). Dans certains cas, il a été démontré que la gestion de la rotation pour réduire le développement d'adventices résistantes aux herbicides permet également le maintien d'un rendement acceptable (Davis *et al.*, 2009).

3.5.3.2. Effets des rotations sur les maladies fongiques et bactériennes

Les maladies fongiques sont le deuxième type de bioagresseur le plus représenté dans la littérature retenue dans l'analyse. Les rotations permettent souvent de réduire l'incidence des agents pathogènes et la gravité des symptômes associés en comparaison aux monocultures. En dehors de quelques rares cas d'étude, les rotations intégrant des espèces non hôtes (en culture pure ou en mélange) ont un effet positif sur la régulation des champignons pathogènes (Tableau 3-14). L'absence de rotation peut favoriser la repousse spontanée des cultures sensibles, des adventices hôtes ou la persistance de résidus de culture augmentant ainsi la survie des agents pathogènes entre deux cultures et donc la quantité d'inoculum pour l'année suivante (Vilich, 1993 ; Colbach *et al.*, 1997). Un délai de 2 ans entre deux cultures hôtes peut souvent suffire à réguler ou réduire la quantité d'inoculum et ainsi lutter contre plusieurs agents pathogènes fongiques, mais ce délai varie selon le pathogène considéré (Vilich, 1993). La diminution des symptômes causés par les agents pathogènes fongiques et bactériens s'accompagne généralement d'une hausse des rendements de la culture cible, le gain pouvant s'élever à 50% en comparaison de la monoculture. Cependant cette hausse de rendement dépend des cultures introduites dans la rotation (Tableau 3-15).

Tableau 3-14. Exemples d'effets des rotations sur les populations et les dégâts liés aux agents pathogènes fongiques et bactériens au champ.

↘ Diminution ; ↗ : Augmentation ; = : Pas de différence

Culture cible	Bioagresseur	Variable	Meilleure rotation	Effet	Variation	Par rapport	Références
Soja	<i>Fusarium virguliforme</i>	Gravité des symptômes foliaires (échelle de 0 à 9)	Soja-Jachère traitée-Jachère traitée [Moins bonne : soja-maïs-maïs]	↘ ; ↗	- 89,28% à +25%	Monoculture 3 ans soja	Xing et Westphal, 2009
Soja	<i>Fusarium virguliforme</i>	Nécrose externe de la racine (échelle de 1 à 5)	Soja-Jachère traitée-Jachère traitée [Moins bonne : Soja-Jachère non traitée-Jachère non traitée]	↘ ; ↗	- 37,5% à +25%	Monoculture 3 ans soja	Xing et Westphal, 2009
Pomme de terre	<i>Rhizoctonia solani</i> , <i>Streptomyces scabies</i>	Incidence et gravité	Orge-Trèfle-Pomme de terre	↘	- 20% à - 32 %	Monoculture 3 ans pomme de terre	Larkin, 2008 ^s
Pomme de Terre	<i>Streptomyces scabies</i>	% surface couverte par des lésions	Pas de différence avec rotation pomme de terre-colza ou Sarrasin	=	0%	Pomme de terre-Jachère	Wiggins et Kinkel, 2005
Pomme de Terre	<i>Verticillium dahliae</i>	% surface couverte par des lésions	Pomme de terre-Sarrasin	↘	-50% à -33%	Pomme de terre-Jachère	Wiggins et Kinkel, 2005
Pomme de Terre	<i>Streptomyces scabies</i>	% surface couverte par des lésions	Pomme de terre-Maïs	↘	-72% à -21%	Pomme de terre-Jachère	Wiggins et Kinkel, 2005
Pomme de Terre	<i>Verticillium dahliae</i>	% surface couverte par des lésions	Pomme de terre-Maïs	↘ ; ↗	-78% à +33%	Pomme de terre-Jachère	Wiggins et Kinkel, 2005
Pomme de terre	<i>Verticillium dahliae</i>	% tiges infectées	Maïs-Bettrave sucrière--Orge-Orge-Pomme de terre [Moins bonne : Bettrave-Pomme de terre alternée sur 6 ans]	↘ ; ↗	-57,14% à +2%	Monoculture 6 ans de pomme de terre	Struik et Bonciarelli, 1997
Pomme de terre	<i>Rhizoctonia Solani</i>	% tiges infectées	Maïs-Betterave sucrière-Orge-orge-pomme de terre	↘	-81,25 à -52,08 %	Monoculture 6 ans de pomme de terre	Struik et Bonciarelli, 1997
Pomme de terre	<i>Colletotrichum coccodes</i>	% tiges infectées	Maïs-Betterave sucrière-Orge-Orge-pomme de terre	↘	-20% à -5,71%	Monoculture 6 ans de pomme de terre	Struik et Bonciarelli, 1997
Pomme de terre	<i>Verticillium dahliae</i>	% tiges présentant des lésions	Pomme de terre - Luzerne - Pomme de terre	↘	-79,31% à -62,06	Monoculture 3 ans pomme de terre	Honeycutt <i>et al.</i> , 1996

Tableau 3-15. Exemples d'effets des rotations sur les dommages causés par les pathogènes fongiques et bactériens au champ.

↘ Diminution ; ↗ : Augmentation ; = : Pas de différence ;

Culture cible	Bioagresseur	Variable	Meilleure rotation	Effet	Variation	Par rapport	Références
Pomme de terre	<i>Rhizoctonia solani</i> , <i>Streptomyces scabiei</i>	Rendement (t/ha)	Orge-Raygrass-Pomme de terre	↗	+20% à +23 %	Monoculture 3 ans pomme de terre	Larkin, 2008
Pomme de terre	<i>Verticillium dahliae</i>	Rendement (g/m ²)	Maïs-Bettrave sucrière-Orge-Orge-pomme de terre	↗	+53,53 à +19,19%	Monoculture 6 ans de pomme de terre	Struik et Bonciarelli, 1997
Soja	<i>Fusarium virguliforme</i>	Rendement (kg/ha)	Soja- Maïs résistant-Maïs résistant [Jachère perte de rendement-Soja]	↘ ; ↗	-16,63% à +14,99%	Monoculture 3 ans soja	Xing et Westphal, 2009

3.5.3.3. Effets des rotations sur les nématodes parasites des cultures

D'une manière générale, les rotations constituent un levier efficace pour limiter les populations de nématodes parasites des cultures. L'incorporation de certaines cultures ou couverts dans la rotation permet dans de nombreux cas de réduire la densité de nématodes juvéniles et d'œufs dans le sol et l'importance des symptômes (e.g. densité de galles induite par les nématodes) (Tableau 3-16) et d'augmenter les rendements des cultures d'intérêts (Tableau 3-17). L'ordre de la séquence de culture entre cultures sensibles et cultures non hôtes ou la durée de chaque culture influencent les densités des populations de nématode (Evenhuis *et al.*, 2004 ; Rodriguez-Kabana *et al.*, 1991a). La monoculture peut parfois s'avérer défavorable au bioagresseur. Ainsi, Xing et Westphal (2009) ont montré une réduction des densités de population de *Heterodera glycines* en monoculture de soja en comparaison d'une simple rotation annuelle (maïs et soja). Cependant, dans une autre étude, les auteurs ont montré qu'une alternance entre 5 ans de soja et 5 ans de maïs augmentait le parasitisme fongique des nématodes phytoparasites et induisait une diminution des populations de bioagresseurs (Chen et Reese, 1999).

Certaines cultures possèdent un effet assainissant. Ainsi, l'introduction d'une culture de souci (*Calendula officinalis*) ou d'œillets d'Inde (*Tagetes sp.*) a notamment été plusieurs fois testée dans les rotations et semble posséder un intérêt particulier pour réguler les populations de nématodes (Reynolds *et al.*, 2000 ; Evenhuis *et al.*, 2004). L'effet de l'introduction de prairies ou jachères dans la rotation est variable, selon l'espèce de nématode considérée. Elle semble pour certaines espèces accroître les risques, il convient donc de limiter leur utilisation dans les rotations si l'on souhaite réguler ces bioagresseurs (Tableau 3-16). Au contraire, l'introduction de prairies dans la rotation permet de réduire les populations d'autres espèces telles que *G. rostochiensis* (López-Lima *et al.*, 2020). Les rotations présentent donc un intérêt certain pour réguler ce type de bioagresseur mais il ne semble pas exister de caractéristiques générales partagées par les rotations favorables à leur régulation.

Tableau 3-16. Exemples d'effets des rotations sur les populations de nématodes phytoparasites des cultures au champ.

↘ Diminution ; ↗ : Augmentation ; J2 = juvénile stade 2

Culture cible	Bioagresseur	Variable	Meilleure rotation	Effet	Variation	Par rapport	Références
Arachide	<i>Meloidogyne arenaria</i>	Nb nématodes/cm ³ de sol	Ricin-Ricin-Arachide	↘ ; ↗	-82,67 % (mêmes valeurs qu'avec monoculture et nématicide) à -50,67 %	Monoculture 3 ans d'Arachide	Rodriguez-Kabana <i>et al.</i> , 1991a
Arachide	<i>Meloidogyne arenaria</i>	Nb nématodes/cm ³ de sol	Coton-Coton-Arachide [Moins bonne : <i>Cynodon dactylon</i> (CD)-CD-Arachide]	↘ ; ↗	-75,94% à +42,06%	Monoculture 3 ans d'Arachide	Rodriguez-Kabana <i>et al.</i> , 1994 cité dans McSorley, 2011
Arachide	<i>Meloidogyne arenaria</i>	Nb nématodes/cm ³ de sol	Coton-Coton-Arachide	↘	-83,33% à -20,14%	Monoculture 3 ans d'Arachide	Rodriguez-Kabana <i>et al.</i> , 1991b
Arachide	<i>Meloidogyne arenaria</i>	Nb nématodes/cm ³ de sol	Ricin-Ricin-Arachide [Moins bonne : CD-CD-Arachide]	↘ ; ↗	-82,67 % (même valeurs qu'avec monoculture et nématicide) à +42,06%	Monoculture 3 ans d'Arachide	Rodriguez-Kabana <i>et al.</i> , 1991 a et b ; Rodriguez-Kabana <i>et al.</i> , 1994 cité dans McSorley, 2011
Arachide	Nématodes à galles (<i>Meloidogyne spp.</i>)	Gall index (échelle de 1 à 5)	Arachide-Maïs/Coton-Maïs/Coton	↘	-60,71% à -7,14%	Monoculture 3 ans d'Arachide	Timper, 2009
Soja	<i>Heterodera glycines</i>	Nb œufs/ 100g de sol au semis (moy des 3 ans)	Soja-Jachère traitée-Jachère traitée [moins bonne : Soja-Jachère traitée-Jachère traitée]	↘ ; ↗	--30,77% à +8,46%	Monoculture 3 ans soja	Xing et Westphal, 2009
Soja	<i>Heterodera glycines</i>	Nb œufs / 100g de sol à la récolte (moy des 3 ans)	Soja-Maïs-Maïs [moins bonne : Soja-Jachère traitée-Jachère traitée]	↘ ; ↗	-23,25 à +24,80%	Monoculture 3 ans soja	Xing et Westphal, 2009
Soja	<i>Heterodera glycines</i>	Nb kystes/ 100g de sol à la récolte (moy des 3 ans)	Soja-Maïs-Maïs (monoculture plus performante)	↗	+8,24% à +36,20%	Monoculture 3 ans soja	Xing et Westphal, 2009
Coton	<i>Rotylenchulus reniformi</i>	Nb nématodes/ 200 cm ³ de sol (après rotation sur 4 ans)	Coton-Maïs-Maïs-Coton	↘	-75% à -61%	Monoculture 4 ans coton	Stetina <i>et al.</i> , 2007
Fraise	<i>Pratylenchus penetrans</i>	Nb nématodes /100 cm ³ de sol	Fraise-Fraise-Céillet d'Inde-Fraise	↘	-95,61 à -83,76%	Monoculture 4 ans fraise	Evenhuis <i>et al.</i> , 2004
Maïs	<i>R. reniformis</i>	Nb nématodes /100 cm ³ de sol	Coton-Maïs	↘	-47,10%	Maïs-Jachère	Cabanillas <i>et al.</i> , 1999
carotte	<i>Meloidogyne hapla</i>	Nb nématodes J2/100 cm ³ de sol à la récolte	Orge-Oignon-Carotte ou Oignon-Orge-Carotte [Moins bonne: Jachère-Jachère-Carotte]	↘ ; ↗	-98,87% à +259,55%	Monoculture de carotte	Belair et Parent, 1996
Arachide	<i>Meloidogyne arenaria</i>	Nb nématodes /100 cm ³ de sol	Coton-Arachide	↘	-43,05%	Monoculture 2 ans d'arachide	Rodriguez-Kabana <i>et al.</i> , 1987 cité dans McSorley, 2011

Tableau 3-16 (suite). Exemples d'effets des rotations sur les populations de nématodes phytoparasites des cultures au champ.

↘ Diminution ; ↗ : Augmentation ; J2 = juvénile stade 2

Culture cible	Bioagresseur	Variable	Meilleure rotation	Effet	Variation	Par rapport	Références
Arachide	<i>Meloidogyne arenaria</i>	Nb nématodes /100 cm ³ de sol	Sorgho-Arachide (pas de différence avec la monoculture)	=	0%	Monoculture 2 ans d'arachide	Rodriguez-Kabana et Touchton, 1984 cité dans McSorley, 2011
Arachide	<i>Meloidogyne arenaria</i>	Nb nématodes /100 cm ³ de sol	Maïs-Arachide	↘	-37,99%	Monoculture 2 ans d'arachide	Rodriguez-Kabana et Touchton, 1984 cité dans McSorley, 2011
Arachide	<i>Meloidogyne arenaria</i>	Nb nématodes /100 cm ³ de sol	<i>Paspalum notatum</i> -Arachide	↘	-28,19%	Monoculture 2 ans d'arachide	Rodriguez-Kabana <i>et al.</i> , 1988 cité dans McSorley, 2011
Arachide	<i>Meloidogyne arenaria</i>	Nb nématodes /100 cm ³ de sol	Ricin-Arachide [Moins bonne : Coton-Arachide]	↘ ; =	-74,07% à 0%	Monoculture 2 ans d'arachide	Rodriguez-Kabana <i>et al.</i> , 1989 cité dans McSorley, 2011
Soja	<i>Meloidogyne arenaria</i>	Nb nématodes /100 cm ³ de sol	Monoculture plus performante que la rotation maïs-soja	↗	+31,48%	Monoculture 2 ans de soja	Weaver <i>et al.</i> , 1989 cité dans McSorley, 2011
Soja	<i>Meloidogyne arenaria</i> et <i>M. incognita</i>	Nb nématodes /100 cm ³ de sol	<i>Mucunia pruriens</i> -Soja [Moins bonne : <i>P. notatum</i> -Soja]	↘ ; ↗	-43,26% à +20,19%	Monoculture 2 ans de soja	Weaver <i>et al.</i> , 1998 cité dans McSorley, 2011

Tableau 3-17. Exemples d'effets des rotations sur les dommages causés par les nématodes phytoparasites des cultures au champ

↘ Diminution ; ↗ : Augmentation

Culture cible	Bioagresseur	Variable	Meilleure rotation	Effet	Variation	Par rapport	Références
Arachide	<i>Meloidogyne arenaria</i>	Rendement de la culture cible	Ricin-Ricin-Arachide	↗	+45% à +37%	Monoculture 3 ans d'Arachide	Rodriguez-Kabana <i>et al.</i> , 1991a
Arachide	<i>Meloidogyne arenaria</i>	Rendement de la culture cible	<i>P. notatum</i> - <i>P. notatum</i> -Arachide	↗	+68% à +12%	Monoculture 3 ans d'Arachide	Rodriguez-Kabana <i>et al.</i> , 1994
Fraise	<i>Pratylenchus penetrans</i>	Rendement T/ha	Fraise-Céillet d'Inde-Fraise-Fraise	↗	+37,34% à +22,28%	Monoculture 4 ans fraise	Evenhuis <i>et al.</i> , 2004
Coton	<i>Rotylenchulus reniformi</i>	Rendement Kg/ha (Après rotation sur 4 ans)	Coton-Maïs-Maïs-Coton	↗	+19,08% à +10,35%	Monoculture 4 ans coton	Stetina <i>et al.</i> , 2007
Soja	<i>Fusarium virguliforme</i> et <i>Heterodera glycines</i>	Rendement [kg/ha]	Soja- Maïs résistant-Maïs résistant	↘ ; ↗	-16,63% à +14,99%	Monoculture 3 ans soja	Xing et Westphal, 2009
Arachide	<i>Meloidogyne arenaria</i>	Rendement de la culture cible	Coton-Coton-Arachide	↗	+82% à +51%	Monoculture 3 ans d'Arachide	Rodriguez-Kabana <i>et al.</i> , 1991b
Arachide	<i>Meloidogyne arenaria</i>	Rendement de la culture cible	Coton-Coton-Arachide	↗	+82% à +12%	Monoculture 3 ans d'Arachide	Rodriguez-Kabana <i>et al.</i> , 1991 a et b ; Rodriguez-Kabana <i>et al.</i> , 1994 cité dans McSorley, 2011

3.5.3.4. Effets des rotations sur les arthropodes bioagresseurs des cultures

Bien que la littérature soit moins abondante, il semble également que le choix de la rotation soit une composante majeure des stratégies de gestion de certains insectes bioagresseurs des cultures. Comme pour les autres types de bioagresseurs, il semble important que les cultures susceptibles d'être endommagées soient placées après des cultures qui ne favorisent pas ou qui réduisent les populations de bioagresseurs. Par exemple, l'incorporation d'orge et d'avoine dans la rotation des cultures de maïs permet de réduire les attaques de taupins (Poggi *et al.*, 2021). Les monocultures sont souvent favorables au développement du bioagresseur (Tableau 3-18). Weisz *et al.*, 1994 ont notamment montré que les pommes de terre en monoculture étaient fortement infestées par les doryphores (*Leptinotarsa decemlineata*) à l'émergence de la culture. Dans la région de Delta en Colombie Britannique (Canada), Kabaluk et Vernon (2000) ont montré que l'absence de rotation des cultures conduit à une augmentation de 4,2 à 7,3 % de la proportion de parcelles de pommes de terre nécessitant une lutte insecticide contre l'altise des tubercules (*Epitrix tuberis*, Coleoptera : Chrysomelidae).

Il est important de noter que certains types de rotation peuvent accroître les risques de présence pour certains bioagresseurs. Par exemple, des rotations comprenant des prairies, favorables au développement des taupins, conduisent à un risque plus élevé de dommage dans les champs de maïs (Saussure *et al.*, 2015 ; Poggi *et al.*, 2021). Il est donc nécessaire de connaître l'effet des différentes cultures de la rotation sur les dynamiques des populations de bioagresseurs afin de limiter leurs impacts sur les cultures sensibles.

Tableau 3-18. Exemples d'effet des rotations sur les populations de bioagresseurs des cultures au champ

↘ Diminution ; ↗ : Augmentation

Culture d'intérêt	Bioagresseur	Variable	Meilleure rotation	Effet	Variation	Par rapport	Références
Chou fleur	<i>Contarinia nasturtii</i>	Nb larves/plante	Chou fleur - [Maïs ou haricot rouge] - Chou fleur OU Plante non hôte avant l'implantation du chou fleur	↘	-100% à -98,19% (si adventice présente dans le champ, efficacité plus faible)	Monoculture 3 ans Chou fleur	Chen <i>et al.</i> , 2009
Espèce simulée	<i>Tipula paludosa</i>	Risque relatif (sur 5 ans)	Modèle avec culture non hôte dans la rotation	↘	-50% à -20%	Prairie	Blackshaw, 2009
Pomme de Terre	<i>Epitrix tuberis</i> <i>Gentne</i>	Proportion des parcelles avec des populations dépassant le seuil de dégât	Non précisé	↘	-49% à -64%	Monoculture pomme de terre sur 2 ans	Kabaluk et Vernon, 2000

3.5.3.5. Effets des rotations sur les auxiliaires

L'analyse de la littérature montre que les rotations peuvent influencer l'abondance et la composition des communautés d'auxiliaires de culture, notamment des prédateurs des bioagresseurs.

Certaines des preuves les plus solides des effets de la rotation sur les ennemis naturels proviennent d'études portant sur les coléoptères carabiques. Les coléoptères carabiques forment un groupe diversifié et ont été étudiés pour leur rôle de prédateurs de bioagresseurs tels que les limaces et les pucerons, ainsi que de graines d'adventices. Des travaux récents, utilisant l'écologie trophique moléculaire, ont démontré que ces coléoptères consommaient activement ces bioagresseurs, confirmant l'hypothèse ancienne de leur contribution au contrôle biologique (Frei *et al.*, 2019). Les travaux sur les rotations ont démontré à la fois que différentes séquences de cultures pouvaient accroître l'abondance et la diversité des carabes (Bourassa *et al.*, 2010 ; O'Rourke *et al.*, 2008 ; Marrec *et al.*, 2017), et que des rotations adaptées permettraient d'obtenir une prédation importante des graines d'adventices (Westerman *et al.*, 2005) et une régulation de leur banque de graines (Carbonne *et al.*, 2020).

Une augmentation de la diversité des cultures dans les rotations est associée à un accroissement des abondances et de la diversité spécifique des coléoptères carabiques, notamment l'ajout d'une interculture ou d'un couvert

composé de luzerne, de févigue ou de trèfle (O'Rourke *et al.*, 2008). La structure des communautés de coléoptères carabiques est également très différente dans les rotations de maïs et de colza oléagineux par rapport à une monoculture de maïs (Bourassa *et al.*, 2010). Dans certains cas, la présence d'interculture dans la rotation conduit à une augmentation de la prédation sur des proies sentinelles, et donc potentiellement sur celle des bioagresseurs, allant de 50% à 100% par rapport à des rotations sans couvert (Prasifka *et al.*, 2006). Bien que leur effet ne semble pas conduire seul à la suppression des bioagresseurs, le potentiel des rotations pour l'amélioration de la lutte biologique doit être pris en compte.

Une étude récente s'intéressant aux microorganismes antagonistes présents dans les kystes induits par les nématodes a montré que les rotations influençaient la composition des communautés bactériennes et fongiques présentes dans ces kystes. Hu *et al.* (2019) ont ainsi montré que les rotations soja/maïs favorisaient certains micro-organismes antagonistes des nématodes.

Liu *et al.*, 2020 ont quant à eux montré qu'une monoculture continue sur 13 ans de soja ou une alternance soja/maïs sur 5 années augmentaient l'abondance relative de bactéries et champignons potentiellement bénéfiques présents dans le sol et la rhizosphère et conduisait simultanément à une réduction de l'abondance relative des champignons pathogènes du genre *Fusarium sp.* par comparaison à des monocultures pratiquées sur des périodes de 3 et 5 ans. L'existence d'un effet favorable à la régulation des populations pathogènes en monoculture longue du soja suggère le développement de sols suppressifs. L'influence des rotations sur les populations de microorganismes bénéfiques semble être une piste intéressante pour identifier des leviers de gestion des populations de nématodes mais des études complémentaires sont nécessaires avant de pouvoir conclure de façon générale sur ces effets.

3.5.4. Mécanismes impliqués dans la régulation des bioagresseurs par les rotations

Différents processus ont été identifiés comme étant à l'origine des effets observés des rotations sur les bioagresseurs. Le principal processus écologique rendant compte de l'effet des rotations sur les bioagresseurs repose sur un filtrage, en lien avec la niche écologique des bioagresseurs. La rotation contribue à déterminer les conditions environnementales (biotiques et abiotiques) favorables au maintien ou à l'exclusion des bioagresseurs. C'est ce processus de filtrage qui est par exemple évoqué par Seymour *et al.* (2012) pour justifier de l'action des cultures intermédiaires, telles que le lupin et le colza, sur le contrôle des bioagresseurs. Dans le cas des adventices, par exemple, chaque culture, et la gestion qui lui est associée, détermine un ensemble de conditions environnementales qui filtrent ou sélectionnent les adventices qui peuvent germer et survivre jusqu'à la formation de graines. Les adventices monocotylédones ont ainsi tendance à bien se développer dans les cultures de monocotylédones, comme les céréales. Ces effets sélectifs semblent être dus à une combinaison de mécanismes : compétition, allélopathie, perturbation du sol et dommages mécaniques (Liebman et Dyck, 1993).

3.5.4.1. Relargage de composés à effet toxique

La littérature traite assez largement de la biofumigation et des effets allélopathiques. Le premier terme se rapporte au relargage de composés toxiques volatiles lors de la dégradation du matériel végétal enfoui dans le sol (Larkin *et al.*, 2011). La notion d'allélopathie est plus générale et désigne la production par certaines plantes de composés toxiques. La principale famille végétale étudiée pour ses capacités biofumigantes vis à vis de tous les types de bioagresseurs est les Brassicaceae (Larkin, 2015 ; Ikeda *et al.*, 2015), mais d'autres plantes n'appartenant pas à cette famille sont également mentionnées comme *Sorghum bicolor* (Jabran 2017 ; Alsaadawi et Dayan, 2009) ou le riz (Chung *et al.*, 2018). Le souci (*Calendula officinalis*) ou l'œillet d'Inde (*Tagetes sp.*) ont également été étudiés pour leurs propriétés biofumigantes contre les nématodes, notamment *Pratylenchus penetrans* (Reynolds *et al.*, 2000 ; Evenhuis *et al.*, 2004).

Au sein des Brassicaceae, les effets de la biofumigation et de l'allélopathie sont variables en fonction des espèces introduites dans les rotations (Larkin et Lynch, 2018). Par exemple, sur pomme de terre, Ojaghian *et al.* (2012) ont comparé l'effet de l'utilisation de plusieurs espèces de Brassicaceae sur la réduction des infections par le champignon pathogène *Sclerotinia sclerotorum* et montré que *Brassica juncea* était plus efficace que *B. napus* ou *B. campestris*.

3.5.4.2. Effets des interactions directes entre les cultures présentes dans la rotation et les bioagresseurs

Le choix du précédent cultural est très important dans les rotations car il contribue à augmenter ou réduire la quantité d'inoculum initial pour la culture la plus sensible (Gonçalves *et al.*, 2017). Introduire des plantes non hôtes peut, notamment pour les pathogènes telluriques, interrompre leurs cycles de multiplication (Larkin, 2015). D'une manière générale, on recommande l'alternance de cultures appartenant à des familles différentes, au motif que deux espèces végétales phylogénétiquement éloignées sont moins susceptibles de partager des pathogènes. Ainsi, Acharia *et al.* (2020) ont montré une réduction de la fréquence des pathogènes sur les plantules de maïs (Poaceae) après une culture hivernale intermédiaire de caméline (Brassicaceae), par comparaison avec une culture hivernale intermédiaire de seigle (Poaceae). La diversification de la rotation se traduit par un accroissement du temps de retour de la plante hôte du bioagresseur. Dans certains cas, les plantes hôtes qui permettent le maintien des bioagresseurs sont certaines adventices et l'effet de la rotation provient de l'exclusion de celles-ci. Ainsi, l'orge a été introduite dans des rotations de légumes afin d'exclure les adventices qui favorisent certaines espèces de nématodes nuisibles (Belair et Parent, 1996). Les études montrent également que l'insertion dans la rotation de variétés résistantes au bioagresseur ciblé ou des changements dans les saisons de cultures (par exemple, culture de céréale de printemps pour des pathogènes à développement plutôt hivernal) contribuent à la gestion des bioagresseurs, notamment par la réduction de l'inoculum (Palti, 1981).

Cette rupture du cycle peut également s'appliquer aux adventices (Hauser *et al.*, 2006). L'utilisation de cultures intermédiaires et de cultures de couverture impose une compétition aux adventices, par l'ombrage et la couverture, qui peut conduire à leur exclusion (Barberi *et al.*, 2001 ; Radics et Pusztai, 2000 ; Cherr *et al.*, 2006).

La distinction entre effets direct et indirects n'est pas consensuelle. Ainsi Larkin (2015) considère la stimulation des microorganismes antagonistes comme un effet direct alors que Abawi et Widmer (2000) considèrent que l'accroissement de l'activité de microorganismes bénéfiques est un effet indirect.

La rotation peut comprendre des plantes-leurre (*decoy*), qui ont pour propriété d'activer les pathogènes et nématodes en l'absence d'hôtes (émergence, germination) sans permettre leur multiplication ou des plantes pièges (*trap*), qui sont récoltées avant que les pathogènes ou nématodes n'aient eu le temps de compléter leur cycle (Palti, 1981).

Il faut cependant noter que l'introduction d'une plante non hôte peut, dans certains cas, réduire l'activité des auxiliaires des cultures et ainsi diminuer les services associés et conduire à une augmentation des populations de bioagresseurs. Cela a notamment été montré dans le cas des nématodes à kyste du soja (*Heterodera glycines*) et ses pathogènes dans le cas de rotations courtes avec le maïs (Song *et al.*, 2016 ; Liu *et al.*, 2020).

3.5.4.3. Effet des rotations sur les caractéristiques environnementales

Caractéristiques physico-chimiques

Certaines rotations induisent une modification des caractéristiques physico-chimiques des sols pouvant conduire à les rendre défavorables aux bioagresseurs (Larkin, 2015 ; Rodríguez-Kábana *et al.*, 1991a). Le choix de la rotation peut, par exemple, influencer le contenu en eau du sol et conduire à une réduction de la gravité de certaines maladies fongiques (Honeycutt *et al.*, 1996). L'introduction de jachères sèches ou humides peut également permettre de réduire l'inoculum de pathogènes (Palti, 1981). Ainsi, une période de jachère sèche entre deux cultures de riz permet de réduire les attaques par le nématode *Pratylinchus indicus* à des niveaux économiquement acceptables (Prasad et Rao, 1978 in Palti, 1981). L'introduction d'une période de jachère humide permet de provoquer la germination des propagules qui s'épuiseront en l'absence d'hôte ou seront accessibles aux organismes saprophytes. Cette stratégie est particulièrement indiquée pour des pathogènes dont les propagules peuvent être activés en l'absence d'exsudats racinaires provenant de leur hôte, notamment ceux formant des sclérotés comme *Sclerotium rolfsii* ou *Verticillium dahliae* (Palti, 1981), deux pathogènes très polyphages infectant notamment les cultures de coton ou d'arachide. Cette stratégie est efficace contre les sclérotés de nombreuses espèces du genre *Sclerotinia* qui, en l'absence de période humide, sont capables de rester viables pendant de longues années (Palti, 1981).

Caractéristiques biotiques de l'environnement

Certaines rotations permettent la stimulation d'organismes antagonistes des bioagresseurs (Larkin 2015). D'une manière générale, un accroissement de la diversité végétale induit un accroissement de la biomasse, de la diversité et de l'activité microbienne qui se traduit par un effet suppressif sur les pathogènes telluriques (Larkin, 2015). Cet effet peut résulter de la mise en place d'une compétition vis-à-vis du pathogène (Abawi et Widmer, 2000). Un autre mécanisme évoqué repose sur l'induction de défenses de la plante résultant de la colonisation des racines par les microorganismes non pathogènes. Cet effet peut également s'étendre à des pathogènes aériens ou à d'autres types de bioagresseurs. Trabelsi *et al.* (2012) montre ainsi que l'inoculation de souches de *Rhizobium sp.* à une culture de haricot (*Phaseolus vulgaris*) a un effet positif sur le rendement de la culture de pommes de terre suivante et conduit à une réduction de l'infestation par les taupins. Dans cette étude, l'effet est attribué à une augmentation de la diversité microbienne et notamment des *Plant Growth Promotors* (31).

La rotation peut cependant entraver la mise en place du caractère suppressif des sols en s'opposant à l'établissement d'un contrôle biologique naturel efficace du bioagresseur favorisé par la monoculture. Ainsi, les rotations qui réduisent les abondances des nématodes phytoparasites tendent généralement à réduire également les abondances de leurs ennemis naturels (Timper, 2014 ; Westphal et Becker, 2001 ; Hu *et al.*, 2019 ; Liu *et al.*, 2020). Il s'agit donc d'identifier des rotations permettant de réduire les abondances du bioagresseur sans pour cela réduire l'abondance de ses antagonistes.

D'une manière générale, les analyses de la composition microbienne du sol associée à la présence de diverses cultures ou rotation se multiplient du fait de la popularisation des méthodes de séquençage haut débit (Next Generation Sequencing ou NGS). Une réduction de l'activité des bioagresseurs est fréquemment attribuée aux changements de la diversité ou de la composition des communautés microbiennes du sol. Des études ont, par exemple, montré que la rotation induisait une réduction de la fréquence relative des souches ou espèces pathogènes au profit de souches ou espèces plus faiblement ou non pathogènes (*Fusarium sp.* sur céréales (Palojarvi *et al.*, 2020), *Fusarium oxysporum* sur tomates (De Corato *et al.*, 2020)). Cependant, cette interprétation reste généralement conjecturale, sans démonstration d'un lien de causalité avéré et les études sont assez largement descriptives.

3.5.4.4. Impact des rotations sur les dynamiques de population des ennemis naturels des bioagresseurs et le contrôle biologique

Dans l'ensemble, la question de l'influence des rotations sur les ennemis naturels des bioagresseurs et des mécanismes pouvant en être responsables a reçu peu d'intérêt. Dans une étude portant sur le puceron du coton, *Aphis gossypii*, Ouyang *et al.* (2020) suggèrent un accroissement du contrôle biologique par la coccinelle, *Propylea japonica*, lié, notamment aux transferts d'ennemis naturels lors de la récolte du blé. Cependant, à l'échelle de la parcelle, l'effet observé est lié à la diversité des cultures environnantes et pas à la rotation en elle-même.

Les changements observés dans les abondances ou la diversité des communautés de coléoptères carabiques en fonction des rotations pratiquées sont probablement dus à une combinaison d'effets indirects résultant de changements dans la disponibilité de ressources de différents types, telles que des abris offerts par les couverts formés par les cultures et la présence d'adventices ou des ressources trophiques, comme des graines d'adventices (Carbonne *et al.*, 2020).

L'influence possible des rotations sur l'environnement chimique des organismes fréquentant les parcelles a également été évoquée comme déterminant possible de changements dans l'intensité du contrôle biologique en parcelles. Ainsi, Malone *et al.* (2020) ont montré que le type de rotation (blé/jachère vs blé/culture intermédiaire pâturée) provoquait une modification des composés volatiles émis par la culture en réponse à l'attaque par un bioagresseur (*Cephus cinctus*). Ils émettent l'hypothèse que cette modification pourrait se traduire par des changements dans les interactions multitrophiques en influençant notamment le recrutement des ennemis naturels sensibles à l'émission de ces composés.

³¹ Les *Plant Growth Promotors* Rhizobacteria sont des microbes associés aux racines des plantes favorisant la croissance des plantes par différents mécanismes, notamment en améliorant leur nutrition minérale, en induisant leur défense contre les pathogènes ou en affectant la survie de leurs pathogènes.

3.5.5. Facteurs pouvant moduler l'effet des rotations sur les bioagresseurs

3.5.5.1. Les autres pratiques agricoles

L'effet des rotations sur les bioagresseurs des cultures n'est pas indépendant des pratiques qui sont appliquées. D'une part, des pratiques particulières sont généralement associées à chaque type de culture constituant la rotation (densité de semis, largeur de l'inter-rang, mode de préparation du lit de semence, utilisations de produits phytosanitaires spécifiques...) (Poggi *et al.*, 2021) qui rendent souvent complexe la distinction de l'effet spécifique de la rotation de celui lié à la présence d'une pratique particulière associée à une culture composant la rotation. Ainsi, l'effet qui semble le plus universel dans la réduction des adventices permise par la rotation semble en lien avec une variation de la date d'application des opérations culturales, notamment la date de semis (Weisberger *et al.*, 2019, Liebman et Nichols, 2020). Cet effet est invoqué par Simard *et al.* (2011) pour rendre compte de la réduction de la banque de graine dans les rotations soja/maïs par comparaison à la monoculture de maïs. En effet, l'implantation plus tardive du soja induit une plus forte levée des adventices qui sont plus efficacement détruites mécaniquement ou chimiquement.

D'autre part, la littérature montre que des pratiques alternatives comme la gestion des résidus de culture ou le travail du sol pouvant être associées aux rotations viennent moduler leur effet sur les bioagresseurs des cultures.

Enfin, de nombreuses études portent sur des approches système dans lesquelles différentes pratiques ou méthodes de lutte sont combinées avec la rotation pour définir le système de culture. Dans ce cas, l'effet de la rotation n'est dès lors pas évalué de façon isolée, mais c'est l'ensemble du système de culture, dont la rotation constitue une composante, qui est évalué. Parmi les pratiques souvent étudiées en combinaison avec la rotation, on peut noter le type de travail du sol, l'application de produits phytosanitaires ou de biocontrôle, la densité de semis ou le mode de gestion des résidus de culture.

Le travail du sol

Le choix des cultures au sein de la rotation implique la réalisation d'interventions mécaniques pouvant avoir un effet négatif sur certains bioagresseurs en raison des pratiques de travail du sol nécessaires à la préparation des lits de semis ou du binage dans les grands inter-rangs, par exemple comme cela a pu être montré sur les larves de taupin (Poggi *et al.*, 2021). Des effets des rotations induits par le travail du sol qui leur est associé peuvent également influencer l'abondance et la composition des communautés d'auxiliaires comme les carabes (Lalonde *et al.*, 2012).

Lorsque des pratiques alternatives sont possibles, le type de travail du sol, en particulier son absence, et la rotation peuvent interagir sur la détermination des dégâts causés par les bioagresseurs (Struik et Bonciarelli, 1997 ; Quiroz *et al.*, 2008). D'une manière générale, l'effet de la diversification des rotations sur les plantes adventices est plus marqué en l'absence de labour qu'en sa présence, indépendamment du contexte environnemental et de l'utilisation d'herbicides (Weisberger *et al.*, 2019 ; Guareschi *et al.*, 2021 ; Palojarvi *et al.*, 2020).

Un mécanisme souvent évoqué pour rendre compte des interactions entre caractéristique de la rotation et type de travail du sol est qu'une combinaison appropriée de systèmes de travail du sol et de cultures favorise une meilleure qualité des sols pouvant induire un plus fort développement et une activité des micro-organismes bénéfiques, qui entrent en compétition ou parasitent les bioagresseurs d'intérêt, empêchant ainsi la propagation de ceux-ci (Struik et Bonciarelli, 1997 ; Chen et Liu, 2007 ; Gil *et al.*, 2008)

Il n'existe cependant pas de consensus concernant les effets d'interaction entre travail du sol et rotation sur les bioagresseurs. Dans certains cas, aucune interaction significative n'est identifiée (Cabanillas *et al.*, 1999). Dans d'autres, c'est l'effet du travail du sol sur la régulation des bioagresseurs qui prédomine comparativement à celui de la rotation (Struik et Bonciarelli, 1997)

La gestion des résidus

L'effet de la rotation peut également dépendre des pratiques de gestion des résidus des précédents culturaux (Struik et Bonciarelli, 1997). La monoculture favorise le développement des maladies fongiques pouvant survivre

sur les chaumes et ainsi constituer un inoculum important (Johnston *et al.*, 2005). Au contraire, la présence de résidus de cultures non hôtes peut freiner la dispersion de l'inoculum primaire de certains pathogènes (*Nothopassalora personata* sur arachide, Cantonwine *et al.*, 2007). Les pratiques qui accroissent la présence de résidus infectieux proches de la surface sont les plus risquées. Ainsi, pour le piétin verse et le rhizoctone sur blé, Colbach *et al.* (1997) montrent que l'absence d'inversion du sol accroît le risque d'infection l'année suivante d'une culture hôte alors qu'en cas d'inversion le risque est accru si la culture hôte était présente 2 ans plus tôt, la seconde inversion ramenant près de la surface les résidus enfouis l'année précédente.

La gestion des intercultures en engrais verts (*i.e* toute la biomasse est incorporée au sol quand la plante est encore verte) permet d'augmenter l'efficacité de la biofumigation en accroissant l'activité inhibitrice des bioagresseurs. Cette méthode est particulièrement utilisée avec des plantes de la famille des Brassicaceae. (Larkin et Halloran, 2014 ; Wiggins et Kinkel, 2005). Les engrais verts (Castro *et al.*, 2011) et les cultures intermédiaires (Amosse *et al.*, 2013 ; Jabran 2017 ; Liebman et Dyck, 1993 ; Roder *et al.*, 1997) ont également des effets marqués sur les quantités d'adventices observées dans le champ.

La gestion des intrants

L'application d'intrants sur les cultures (insecticide, nématicide, herbicide, produit de biocontrôle, engrais) peut moduler l'effet des rotations sur les bioagresseurs. Ainsi, Walters et Eckenrode (1996) ont testé l'efficacité d'un insecticide contre la mouche de l'oignon *Delia antiqua* (Meigen) dans des systèmes de monoculture d'oignon ou de rotations (sans oignon en continu), ils ont montré que l'application de l'insecticide en système de rotation induisait une réduction des dommages causés par le ravageur plus importante par rapport à une application en monoculture.

Cependant, de même que pour ce qui concerne les modalités de travail du sol, de nombreuses études évaluent des approches systémiques combinant rotation et application de biocide ce qui rend difficile l'identification de la contribution de la rotation à l'effet global sur les bioagresseurs. Ainsi, par exemple, Busch *et al.* (2020) ont comparé l'effet d'une rotation simple (maïs-soja) vs diversifiée sur les dégâts observés, l'abondance de bioagresseurs, l'activité de contrôle biologique (proies sentinelles), l'abondance d'ennemis naturels et le rendement. Les résultats montrent un effet du système avec un rendement plus élevé dans le système diversifié en dépit d'effets variables sur les indicateurs de contrôle biologique (dégâts, abondances, taux de prédation sur proie sentinelle). Cependant, il est difficile d'attribuer cet effet à la rotation car les 2 systèmes diffèrent par d'autres caractéristiques et notamment l'emploi plus important de produits insecticides dans le système conventionnel (maïs-soja). Néanmoins, les auteurs font la démonstration que des rendements élevés peuvent être obtenus sans recours systématique aux pesticides en culture de maïs.

L'introduction d'une rotation peut également être associée à l'application de biocides. Ainsi, Rodríguez-Kábana *et al.*, ont montré que l'utilisation d'agents de contrôle biologique fongiques combinée avec une rotation permettait une réduction de 87% de la population du nématode *Meloidogyne arenaria* sur arachide après 2 ans, se traduisant également par une augmentation des rendements (jusqu'à 20% par rapport à une monoculture sans nématicide) (Rodríguez-Kábana *et al.*, 1991a, Rodríguez-Kábana *et al.*, 1991b).

Soler *et al.* (2021) ont également montré l'effet combiné de la rotation et de l'application de stimulateur de défense (méthyl-jasmonate) ou de bactéries endophytes sur le contrôle du nématode, *Rotylenchulus reniformis*, en culture d'ananas à la Martinique.

Enfin, Larkin (2008) indique que certaines rotations sont plus favorables au maintien d'organismes bénéfiques apportés par les amendements et permettent un contrôle biologique plus efficace.

3.5.5.2 Influence des caractéristiques du bioagresseur sur l'effet des rotations

D'une manière générale, la présence d'un effet de la rotation est très dépendante des caractéristiques du bioagresseur. Cet effet est notamment documenté pour les agents pathogènes fongiques et les nématodes. Ainsi, leurs capacités de survie sur les résidus de culture, dans le sol ou sur les repousses et adventices ou leurs capacités de dispersion sont très variables et déterminent fortement leur réponse à des modifications de la rotation (Vilich, 1993). L'effet d'une rotation donnée va donc grandement dépendre du bioagresseur considéré (Bankina *et al.*, 2018 ; Palti, 1981).

De nombreux auteurs considèrent implicitement ou explicitement que le caractère tellurique du pathogène (y compris nématode) est associé à une faible capacité de dispersion par opposition aux pathogènes aériens. Ce caractère rend tout particulièrement compte de l'intérêt des rotations pour la lutte contre les nématodes.

De manière complémentaire, la capacité de survie en l'absence d'hôte ou de conditions favorables est également une caractéristique déterminante de l'effet des rotations (graines, Hauser *et al.*, 2006 ; nématodes, pathogènes telluriques). Pour les insectes bioagresseurs, l'effet des rotations est considéré dépendre fortement du niveau de spécialisation alimentaire et des capacités de dispersion (Vankosky *et al.*, 2017).

La littérature étudiée souligne donc la nécessité de posséder une compréhension approfondie de la biologie, de l'écologie des bioagresseurs et de la phénologie des plantes hôtes, ainsi que des principaux processus en jeu dans leurs interactions pour comprendre et anticiper l'effet possible du type de rotation appliquée (Spencer *et al.*, 2009 ; Poggi *et al.*, 2021).

3.5.5.3. Le contexte paysager

Le contexte paysager dans lequel se situe la parcelle d'étude influence l'efficacité des rotations dans leur capacité à réguler les bioagresseurs. Cet aspect est notamment important pour les bioagresseurs possédant une capacité de dispersion importante (principalement les bioagresseurs aériens).

De nombreuses études ont démontré que l'agencement spatial et temporel des usages des sols peut constituer un levier d'action pour contrôler l'abondance des espèces au regard des contraintes de composition du paysage (cf. Sections 3.6 et 3.7). Ici encore, l'effet dépend en particulier du niveau de spécialisation alimentaire et des capacités de dispersion (Vankosky *et al.*, 2017). Weisz *et al.*, 1994 ont notamment montré que des zones tampons de blé d'hiver entre les cultures de pomme de terre permettent de retarder de manière significative la colonisation par les adultes doryphores et accroissent l'effet bénéfique de la rotation. De même, les bordures et les zones non cultivées des champs qui constituent un habitat favorable à la ponte et au développement des larves de taupin, peuvent servir de réservoirs à partir desquels le bioagresseur pourra se disperser dans les cultures adjacentes réduisant ainsi l'efficacité d'une rotation sur une parcelle donnée (Poggi *et al.*, 2021).

La prise en compte du contexte paysager pour la mise en œuvre de stratégies de contrôle des bioagresseurs, telles que le choix de la rotation, nécessite une fois encore une connaissance approfondie de la biologie et de l'écologie des organismes présents, notamment des traits de vie spécifiques aux espèces tels que la durée et le type de cycle de vie et la capacité de dispersion.

3.5.5.4 Influence du climat / saison

La saison de culture ainsi que les conditions climatiques peuvent influencer l'efficacité des rotations. Hu *et al.* (2018 ; 2019) ont montré qu'il y avait un fort effet saisonnier sur les communautés fongiques et la diversité des bactéries habitant les kystes produit par les nématodes. Le parasitisme fongique de ces derniers varie donc également en fonction de la saison (Chen et Reese, 1999) et détermine les effets possibles du choix de la rotation. D'autres facteurs climatiques comme la direction des vents dominants peuvent également influencer la colonisation des parcelles au cours des rotations et moduler leur effet (doryphores ou spores de certains champignons pathogènes, Weisz *et al.*, 1994)

3.5.6. Effet des rotations à des échelles spatio-temporelle supérieures à celles de la parcelle et de la séquence (paysage de rotations)

Dans cette section, nous examinons la littérature sur les effets des rotations à l'échelle du paysage. Par souci de simplification, on conjecture généralement que les choix de rotation faits par les agriculteurs sont déterminés à l'échelle de la parcelle, sans tenir compte explicitement d'effets à une échelle plus grande ou à des échelles de temps supérieures à quelques années. On sait pourtant que le positionnement spatial des rotations a des effets qui déterminent la pression des bioagresseurs et les abondances et diversité des communautés d'ennemis naturels susceptibles d'être présentes. La section 3.6 représente les effets des assolements dans un paysage sur

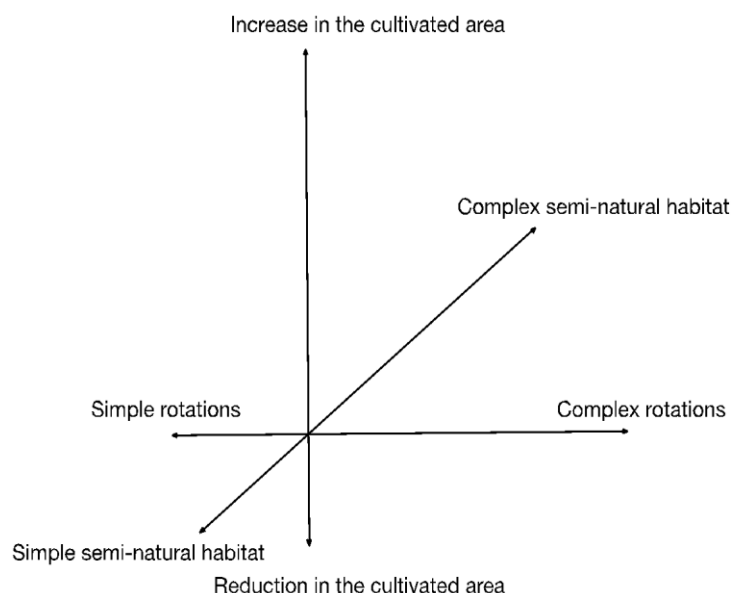
les niveaux de régulation des bioagresseurs. Nous considérons ici l'effet de la variation spatio-temporelle des assolements, au travers des rotations qui sont appliquées. Une séquence de cultures détermine une séquence d'habitats qui peuvent filtrer les espèces pouvant survivre à la rotation. Le fait de placer les séquences de rotation dans un contexte paysager donne à certaines espèces des chances de persistance beaucoup plus élevées. Alors qu'à l'échelle de la parcelle et de sa rotation, la persistance des espèces requiert leur capacité à se maintenir jusqu'à la prochaine culture favorable de la séquence de rotation, les espèces présentant des caractéristiques de dispersion appropriées peuvent disperser dans l'espace vers les cultures hôtes des parcelles environnantes. Ce processus de dispersion peut avoir pour effet de modifier les distributions des communautés de bioagresseurs et d'ennemis naturels dans l'espace et dans le temps par rapport à ce que l'on pourrait attendre sous l'effet d'une rotation appliquée à une parcelle isolée. A une échelle supérieure à la parcelle, les rotations des cultures peuvent entraîner des effets de dilution et de concentration des organismes qui, à leur tour, affectent les interactions entre bioagresseurs et ennemis naturels. On peut dès lors s'interroger sur les effets du paysage culturel résultant de l'arrangement spatial des rotations, en tant qu'aspect de la diversité végétale, sur les populations de bioagresseurs et de leurs ennemis naturels. Nous étendons également cette discussion à certains autres services écosystémiques affectés par les schémas spatiaux de rotation.

3.5.6.1. Effets de la rotation aux échelles spatiales supérieures à celle de la parcelle - dynamique du paysage de cultures

Mécanismes de diversification de la végétation qui déterminent les populations de bioagresseurs et d'ennemis naturels

Les mécanismes à grande échelle de la diversification de la végétation peuvent être intégrés dans une série de modèles conceptuels qui décrivent les changements des cultures et des habitats semi-naturels et les caractéristiques des bioagresseurs et des ennemis naturels associés. Un « modèle » multi-dimensionnel peut être reconstruit à partir de la littérature (Figure 3-44).

Figure 3-44. Modèle conceptuel multidimensionnel simplifié décrivant les changements de la diversité des cultures (complexité de la rotation et surface cultivée) et de l'habitat semi-naturel. Source : auteurs.



Ce modèle multidimensionnel simplifié est partiellement décrit dans Bianchi *et al.* (2006) et Iuliano et Gratton (2020) par exemple, mais il est implicite dans l'ensemble de la littérature. Les axes décrivent les combinaisons des modes de diversification abordés dans cette section avec ceux développés dans les autres sections de ce chapitre. Dans cet espace multidimensionnel, les changements de complexité modifient la disponibilité des ressources trophiques et des refuges (par exemple Schellhorn *et al.*, 2015). Cela affecte directement les

organismes en modifiant la fourniture de nourriture dans l'espace et le temps. Lorsque l'organisme est un consommateur de cultures, *i.e.* un bioagresseur, un changement de la complexité de la rotation des cultures et de la distribution spatiale de ces rotations peuvent conduire à des pullulations ou épidémies (Walter *et al.*, 2020). La complexité de la rotation peut également agir indirectement sur les populations en fournissant des refuges. Des cultures à différentes phases de croissance peuvent permettre aux espèces d'échapper aux effets de la récolte ou de la coupe dans d'autres cultures, par exemple (Madeira *et al.*, 2019).

Les caractéristiques du paysage de cultures agissent sur les bioagresseurs et les ennemis naturels *via* leurs traits de dispersion et de survie. En effet, elles sélectionnent des espèces qui peuvent habiter un paysage spécifique. Des ressources alimentaires et des refuges distribués de manière hétérogène dans un paysage dans l'espace ou dans le temps nécessitent des modes de dispersion appropriés pour qu'une espèce puisse les exploiter. Lorsque les cultures hôtes sont très éloignées les unes des autres dans l'espace, cela peut réduire les probabilités d'arrivée dans une culture hôte, ce qui perturbe considérablement son cycle de vie. Dans le temps, la distance temporelle jusqu'à la culture favorable suivante peut perturber le cycle de vie des adventices, *via* la longévité maximale dans la banque de graines, ou des invertébrés qui ont besoin de cultures consécutives pouvant les héberger pour se développer.

La première et claire exposition de cette représentation en termes de parcelles de ressources couplées à la dispersion des espèces a été faite par Helenius (1997). Dans cette étude théorique, les bioagresseurs et les ennemis naturels sont décrits comme des métapopulations dont les populations locales persistent grâce à la dispersion dans l'espace ou dans le temps. Alors que l'étendue de la niche, y compris la gamme de cultures hôtes qui peuvent être utilisées comme ressources trophiques ou de refuge, est importante pour la persistance à l'échelle du paysage, la survie des populations locales est déterminée par le succès de la dispersion (Thorbeck et Topping, 2005). Les études qui corroborent ces mécanismes comprennent la démonstration que l'augmentation de l'instabilité temporelle et de la complexité des rotations dans un paysage conduit à la sélection d'espèces de carabes plus petites et plus actives, notamment celles qui se dispersent activement par le vol (Eyre *et al.*, 2016). Cette approche théorique a façonné une grande partie du travail empirique qui a suivi. Il a permis de formaliser deux hypothèses majeures. Premièrement, chaque culture est différente et fournit une combinaison unique de ressources trophiques et de refuge à chaque organisme, bioagresseur comme ennemi naturel. Deuxièmement, pour exploiter ces ressources, les populations locales doivent se disperser avec succès entre les cultures, dans l'espace ou dans le temps, sous peine de s'éteindre.

L'effet "Spillover"

L'effet de « Spillover » (débordement) désigne la dispersion d'organismes d'un habitat ou d'une culture source à un autre. La culture intermédiaire de luzerne et de coton en Chine permet un « Spillover » des prédateurs entre les cultures, en lien notamment avec les rythmes de coupe (Zhang *et al.*, 2004). La distance entre les parcelles de cultures hôtes est également importante pour le succès de dispersion chez les doryphores de la pomme de terre, en Amérique du Nord (Boiteau *et al.*, 2008), tandis que l'abondance des méligèthes et leur taux de parasitisme par les parasitoïdes sont déterminés par la quantité de colza dans le paysage et la proportion passée de colza dans les années précédentes (Beduschi *et al.*, 2015 ; Marrec *et al.*, 2017).

Effets de concentration et de dilution

Les effets de concentration et de dilution se produisent lorsque la disponibilité des ressources change dans le temps et dans l'espace à un rythme supérieur à celui auquel une population donnée peut répondre. Lorsque la quantité de ressources augmente, la population est diluée. À l'inverse, la population sera concentrée dans la ressource disponible lorsque la quantité se contracte. Thies *et al.* (2008), qui ont étudié les méligèthes et leurs parasitoïdes dans les paysages européens, ont constaté que les changements dans la culture du colza dans le paysage avaient des impacts sur les parasitoïdes en accord avec des mécanismes de concentration et de dilution. Plus la quantité de colza cultivée dans le paysage augmente d'une année à l'autre, plus le parasitisme des méligèthes diminue. Au contraire, les réductions de la surface de colza sont accompagnées d'augmentations des taux de parasitisme. En revanche, les niveaux d'attaque des méligèthes ne réagissent pas aux changements dans la surface de culture du colza. Thies *et al.* (2008) ont émis l'hypothèse que ces effets étaient dus aux taux de dispersion faibles des parasitoïdes par rapport aux méligèthes. Les méligèthes peuvent rapidement s'adapter à des changements des zones d'implantation du colza alors que les parasitoïdes ne le peuvent pas. Des travaux similaires réalisés par Vinatier *et al.* (2012) et Schneider *et al.* (2015) dans les mêmes systèmes ont donné des résultats similaires. Des effets de concentration et de dilution, dus à une dispersion différentielle entre les bioagresseurs et leurs ennemis naturels, ont également été trouvés dans d'autres systèmes, comme pour les

pucerons et leurs prédateurs et parasitoïdes en Chine (Zhao *et al.*, 2013, 2016 ; Zhang *et al.*, 2004) et en Europe (Baillod *et al.*, 2017), et pour les coléoptères carabiques en Europe (Marrec *et al.*, 2017).

Structure rotationnelle dans l'espace et le temps

Les études empiriques visant à explorer explicitement les effets temporels des rotations reposent généralement sur une description simplifiée des rotations. Ces simplifications soit considèrent un type de culture particulier et des métriques de distance entre cultures dans l'espace (entre les parcelles) ou dans le temps (à travers la rotation), soit caractérisent les rotations par une métrique de diversité rotationnelle. Rusch *et al.* (2011), par exemple, ont analysé l'influence de la distance entre les parcelles de colza une année donnée et celles présentes les années précédentes sur la dynamique des méligèthes et de leurs parasitoïdes. Ils ont constaté que les parcelles en colza des années précédentes avaient des effets importants sur le taux de parasitisme des méligèthes, mais dont le sens changeait avec l'échelle spatiale considérée, passant de positif à négatif avec l'augmentation de l'échelle spatiale. Ces auteurs ont supposé que cela était dû aux réponses différentes du ravageur et de ses parasitoïdes à la dynamique spatio-temporelle du paysage en termes de dispersion, reflétant des échelles différentes auxquelles se produisent les effets de concentration et de dilution. Les études de terrain qui intègrent la dynamique temporelle de la culture ont montré des effets relativement faibles des rotations en comparaison avec d'autres effets tels que l'intensité de la gestion. Scheiner et Martin (2020), que la dynamique des pucerons et leur parasitisme par les parasitoïdes dans un paysage n'étaient pas liés à la diversité des rotations. Une étude similaire, réalisée à l'aide de modèles d'équations structurelles, a trouvé des effets directs de la diversité rotationnelle dans le paysage sur certains ennemis naturels prédateurs (Redlich *et al.*, 2021).

Le modèle de métapopulations proposé par Helenius (1997) souligne l'importance des ressources fournies par chaque culture aux bioagresseurs et aux ennemis naturels. Les simplifications spatiales et temporelles apportées jusqu'à présent à la description de la structure d'une rotation reflètent les coûts de la recherche explicite sur les paysages et les rotations. Cela ne tient pas compte, cependant, de l'importance des rotations en tant que séquence de cultures, chacune avec une suite spécifique de ressources, et signifie que la contribution de chaque culture à l'abondance et à la diversité des bioagresseurs et des ennemis naturels reste à évaluer pleinement dans un contexte spatial et temporel. Traiter la rotation par une simple mesure de diversité, comme par exemple le nombre de cultures qui la constitue, attribuée à une rotation de blé, d'orge et de colza une valeur de trois, mais ne nous renseigne pas sur la contribution de ces cultures à la biodiversité et ne permet pas de distinguer les ressources apportées par une rotation complètement différente incluant également 3 cultures.

Distance entre cultures dans l'espace et le temps

Caractériser les rotations par une seule culture et les distance dans l'espace et le temps des parcelles qu'elle occupe est utile pour identifier la contribution de cultures particulières aux dynamiques des bioagresseurs et des ennemis naturels. Cependant, comme indiqué ci-dessus, cela néglige les effets des ressources fournies par l'ensemble des cultures de la rotation. Le meilleur aperçu du rôle possible de la rotation et de sa diversification à travers les paysages provient des travaux réalisés sur le doryphore de la pomme de terre (Huseth *et al.*, 2012), mais il y a des indications que des effets similaires sont également observés chez les foreurs de tiges du maïs, en particulier en Amérique du Nord (Hutchison *et al.*, 2010). Ce travail a également démontré la valeur d'une combinaison d'approches empirique et de modélisation pour tester certaines des prémisses du modèle d'Helenius (1997).

L'utilisation intensive de pesticides et l'adoption de rotations simplifiées ont entraîné la présence de doryphores hautement résistants aux pesticides et des pertes de récoltes importantes (Huseth *et al.*, 2012). La modélisation du paysage en tant que cultures hôtes ou fournissant des ressources alimentaires aux doryphores a suggéré que la diversification des rotations, dans l'espace et dans le temps, pourrait être utilisée dans le cadre d'une stratégie de lutte culturale, ce qui a été mis en œuvre dans certaines régions de culture de la pomme de terre aux États-Unis. Onstad *et al.* (2003) ont montré que des rotations simples avec une utilisation intensive d'insecticides conduisaient directement à une résistance aux pesticides et à des pullulations de bioagresseurs. A l'inverse, la diversification des rotations dans lesquelles les cultures hôtes s'inscrivent ou l'utilisation différentielle des pesticides pourrait briser ou retarder l'évolution de la résistance, conduisant à un meilleur contrôle du bioagresseur. Peck et Ellner (1997) ont modélisé l'évolution de la résistance aux pesticides dans un modèle spatio-temporel explicite d'un insecte ravageur générique présentant des similitudes avec le doryphore. Ils ont montré que la répartition spatiale (distance) des parcelles de cultures hôtes, comme conséquence de la rotation,

était important pour promouvoir le contrôle du ravageur, certaines répartitions spatiales des cultures hôtes favorisant l'évolution de la résistance aux pesticides.

Le travail empirique dans ce système a confirmé l'importance de la rotation des cultures dans l'espace et dans le temps, telle que prédite *in silico*. Sexson et Wyman (2005) ont démontré que la gestion de la distance spatiale entre les cultures hôtes, résultant de rotations commerciales, pouvait contribuer à la lutte contre les doryphores. Des distances entre cultures hôtes supérieures à 400 m permettent le contrôle du ravageur. Huseth *et al.* (2012) ont étendu ces travaux en incluant les effets des distances entre cultures séparées dans l'espace mais également dans le temps. Les travaux de Boiteau *et al.* (2008) ont confirmé que la répartition spatiale et temporelle des cultures hôtes avait des effets sur les doryphores par leur effet sur la dispersion. Ces résultats ont conduit à l'adoption de programmes de rotation à l'échelle d'une zone entière en Amérique du Nord pour lutter contre les doryphores, en particulier dans les localités présentant des problèmes de résistance aux insecticides (Huseth *et al.*, 2012).

Caractéristiques de la dispersion des bioagresseurs et des ennemis naturels

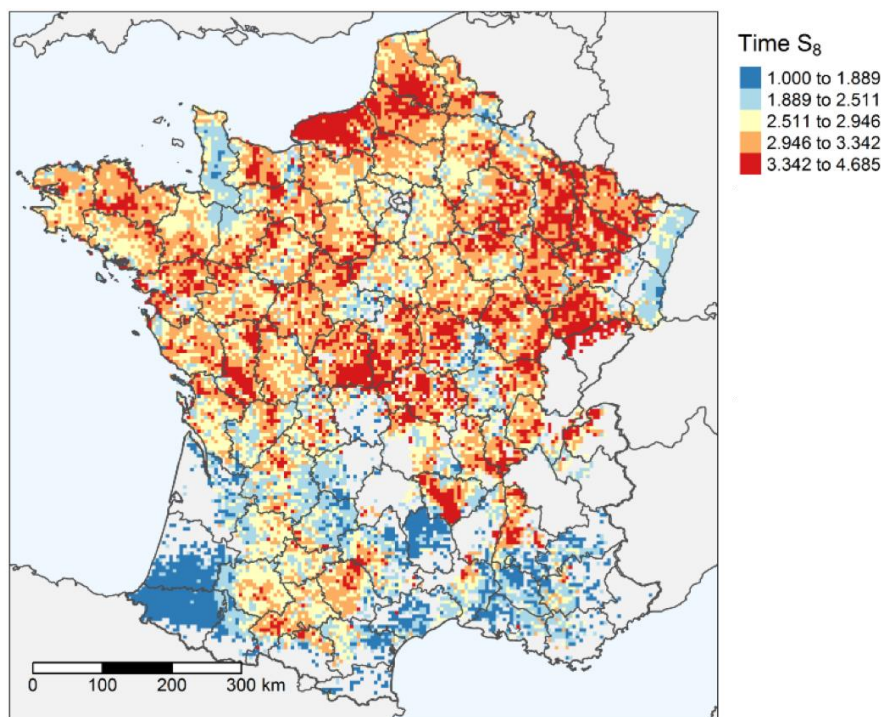
Le modèle de diversification d'Helenius (1997) suggère que la disponibilité des ressources trophiques et des refuges dans l'espace et le temps détermine la présence des bioagresseurs et de leurs ennemis naturels dans un paysage, *via* les traits de dispersion de ces organismes. Les bioagresseurs et les ennemis naturels devraient présenter des réponses similaires aux changements de répartition spatiale des rotations lorsqu'ils possèdent des traits de dispersion similaires, toutes choses étant égales par ailleurs. Cela signifie qu'il est peu probable qu'il existe un scénario optimiste dans lequel une combinaison de rotations et de leur répartition spatiale réduirait simultanément toutes les populations de bioagresseurs tout en augmentant toutes les populations d'ennemis naturels. La gestion visant à réduire les populations d'un bioagresseur particulier possédant des caractéristiques de dispersion données conduirait probablement également à une réduction des populations d'ennemis naturels possédant des caractéristiques similaires. Ces effets pourraient également se propager à travers les niveaux trophiques. Thies *et al.* (2008) ont suggéré que les organismes des niveaux trophiques supérieurs étaient moins sensibles aux changements spatiaux et temporels des ressources. Les ennemis naturels ont besoin de la présence de leurs proies et répondent donc toujours de manière retardée par rapport aux bioagresseurs aux changements du paysage des rotations. Cet effet découple partiellement la dynamique des bioagresseurs de celle de leurs ennemis naturels, et conduit à des schémas de dilution et de concentration qui peuvent être difficiles à prévoir. Cela suggère que l'objectif de gestion du paysage des rotations devrait être de contrôler des bioagresseurs particuliers, comme le doryphore de la pomme de terre en Amérique du Nord, et/ou de soutenir les populations d'ennemis naturels particuliers, tout en sachant que cela affectera probablement d'autres bioagresseurs et ennemis naturels d'une manière qu'il est difficile d'anticiper.

Classification des paysages

Des articles récents visent à classer/identifier les paysages en fonction de la diversité des cultures qu'ils hébergent dans l'espace et le temps. Merlos et Hijmans (2020) et Bohan *et al.* (2021) utilisent des méthodes assez similaires pour examiner les relations entre les rotations dans le temps et la rotation des cultures dans l'espace aux États-Unis et en Europe, respectivement. Il en résulte que les diversités temporelle et spatiale des cultures sont étroitement liées. Cela nous permet également de classer les rotations en fonction des caractéristiques des paysages qu'elles génèrent : (i) des paysages présentant une grande diversité des cultures dans l'espace et dans le temps ; (ii) des paysages présentant une faible diversité dans l'espace et dans le temps ; (iii) des paysages présentant une diversité dans le temps qui n'apparaît pas dans l'espace en raison de la synchronisation des rotations dans l'espace (agriculteurs pratiquant la culture en blocs) ; et (iv) des paysages présentant une diversité dans la rotation des cultures, mais comme certaines cultures sont peu utilisées par les agriculteurs, elles contribuent en fait peu à la diversité dans l'espace (e.g. Figure 3-45).

Figure 3-45. Richesse moyenne des cultures (diversité) de la rotation sur une période de 8 ans (Time S₈), dans une maille de 5 x 5 km à travers la France. (Figure extraite de Bohan *et al.*, 2021).

La richesse des cultures de rotation a été calculée en rééchantillonnant, dans chaque cellule de la maille, des séquences de cultures sur huit ans à partir des cultures déclarées par les agriculteurs sur l'ensemble des champs en France entre 2006 et 2014, dans le cadre des bases de données du French Land Parcel Identification System (LPIS) et du Basic Payment System (BPS) français. Les couleurs présentées dans la figure et la légende représentent la richesse moyenne des cultures dans les séquences de cultures rééchantillonnées.



3.5.6.2. Prise en compte simultanée de plusieurs organismes

Au sein d'une rotation, plusieurs bioagresseurs peuvent interagir mais peu d'articles prennent en considération la coexistence et les interactions potentielles entre ces derniers.

L'effet des rotations n'agit pas sur les espèces de manière isolée. Lorsqu'une rotation, et la distribution spatiale des rotations dans le paysage, favorisent un organisme, d'autres qui résident et/ou se nourrissent de cet organisme favorisé peuvent également en bénéficier. L'exemple le plus simple est sans doute celui des adventices qui peuvent abriter des bioagresseurs et des maladies. Une mauvaise gestion des adventices dans la rotation, due au choix des cultures et à la lutte mécanique et chimique, peut entraîner une augmentation des populations de certains nématodes qui les utilisent comme hôte alternatif (Chen *et al.*, 2009). Les jachères prolongées peuvent conduire à une augmentation des abondances des adventices qui abritent le nématode *Heterodera schachtii* qui cause ensuite des dommages et des pertes de rendement dans la betterave à sucre (Ahmad *et al.*, 2016). Les mauvaises herbes et la présence de certains nématodes peuvent également augmenter l'incidence et la gravité de plusieurs agents pathogènes fongiques. Ainsi, on note une association entre le pathogène fongique *Fusarium virguliforme* et le nématode à kyste du soja, *Heterodera glycines* (Xing et Westphal, 2009) ou entre *Rhizoctonia solani* et le nématode à kyste jaune de la pomme de terre, *Globodera rostochiensis* (López-Lima *et al.*, 2020). Il est également probable que l'inverse se produise. L'amélioration de la lutte contre les mauvaises herbes par le choix des rotations est susceptible d'atténuer les problèmes de mauvaises herbes, de bioagresseurs et de maladies. Il est donc nécessaire d'approfondir les connaissances sur les interactions entre bioagresseurs pour améliorer l'efficacité des rotations.

Au-delà de l'influence qu'un bioagresseur peut avoir sur un autre, il semble essentiel lorsque les rotations sont conçues dans le but de gérer un bioagresseur particulier de s'assurer qu'elles n'induisent pas l'augmentation des populations d'autres bioagresseurs, que ce soit sur la culture cible ou sur une autre de la rotation.

Etudier et développer des rotations avec des approches multi-bioagresseurs semble être une stratégie pertinente mais qui peut être difficile à mettre en œuvre et à évaluer.

3.5.6.3. Adaptations des bioagresseurs

Les organismes fréquentant les agroécosystèmes, en particulier les bioagresseurs, possèdent des capacités d'adaptation à des modifications des conditions environnementales. En conséquence, à des échelles de temps supérieures à celle de la durée de la rotation, ils peuvent s'adapter et induire un changement de l'effet des rotations sur leur gestion.

La répartition des ressources trophiques et des refuges dans l'espace et le temps peut également jouer un rôle important dans l'adaptation des bioagresseurs. Des études portant sur les populations de pathogènes fongiques ont suggéré que l'évolution de la résistance pouvait être une préoccupation majeure pour certaines maladies, en particulier dans les rotations simplifiées (Onstad *et al.*, 2003). A l'échelle des communautés, il a également été montré que la diversification des rotations s'opposait à l'adaptation des communautés d'adventices qui se produit dans les rotations simplifiées avec des pratiques récurrentes (Weisberger *et al.*, 2019). L'intensification du système de culture, qui était auparavant promue comme moyen de gestion des adventices, peut ne pas conduire à la réduction de leurs abondances (Satorre *et al.*, 2020). Satorre *et al.* (2020) recommandent d'alterner les types de rotations (diversification) pour éviter l'adaptation des communautés végétales.

Pour les insectes, un exemple très intéressant d'adaptation à la rotation est celui de plusieurs espèces de chrysomélidés. *Leptinotarsa decemlineata* (doryphore) entre en diapause prolongée pour éviter les saisons défavorables où la culture hôte n'est pas présente. Il a été noté que l'évolution de la résistance à la rotation des cultures nécessitait une sélection forte et soutenue sur de grandes surfaces (Tauber et Tauber, 2002). Des approches de gestion à l'échelle de la zone de culture avec des rotations appropriées, soutenues par la modélisation, ont été proposées et adoptées avec succès pour cette espèce. La chrysomèle des racines du maïs, *Diabrotica virgifera virgifera*, a été observée se nourrissant du feuillage du soja (utilisé dans les rotations de soja pour le contrôle) et utilisant les parcelles de soja comme sites de ponte. Cette adaptation comportementale a fortement réduit l'efficacité de la rotation soja/maïs pour la gestion de ce ravageur (Rondon et Gray, 2003).

3.5.7. Apports de la modélisation

L'analyse de l'effet des rotations et l'exploration de leur très large diversité possède un degré de complexité très élevé notamment si l'on s'intéresse à un ensemble de bioagresseurs et/ou d'ennemis naturels et des échelles spatiales et temporelles importantes. Les approches expérimentales sont très coûteuses, longues et difficiles à mettre en œuvre. Dans ce contexte, le recours à la modélisation semble une approche alternative de choix qui a jusqu'alors été insuffisamment développée.

Les approches de modélisation permettent aux scientifiques d'explorer la complexité des rotations, de leurs interactions et de leur gestion dans le temps, dans des parcelles individuelles et dans des paysages composés de nombreuses parcelles. Cela permet d'analyser les effets du filtrage sur les organismes nuisibles et les services écosystémiques, à de grandes échelles spatiales et temporelles. Par exemple, les effets des pratiques agricoles intégrées dans les rotations (Hossard *et al.*, 2018) et des différents facteurs influençant l'apparition des maladies et leur interaction avec les stratégies de gestion et les rotations (Tsushima *et al.*, 2010) ont été examinés par la modélisation. La modélisation a également été utilisée comme outil prédictif pour tester plusieurs scénarios et optimiser les choix économiques (Hossard *et al.*, 2018 ; Bargués-Ribera et Gokhale 2020). Des méta-modèles ont également été adaptés pour être utilisés par les décideurs régionaux ou nationaux afin d'esquisser d'éventuelles lignes directrices en matière de politique agricole et de lutte intégrée contre les bioagresseurs (Szalai *et al.*, 2014).

La modélisation statistique et la simulation des effets de la rotation sur les adventices suggèrent que des niveaux élevés de contrôle des adventices et de régulation des banques de graines sont possibles (Bachinger et Zander 2007 ; Bohan *et al.*, 2011 ; Jordan *et al.*, 1995) et permettent l'atteinte de rendements satisfaisants (Canner *et al.*, 2009). Cette modélisation repose sur des concepts issus de la dynamique des populations, tels que la densité-dépendance combinée avec les mécanismes de filtrage de l'écologie fonctionnelle (concurrence directe interspécifique et mortalité), pour modéliser la dynamique des populations et des communautés d'adventices et

fournir aux agriculteurs une aide à la décision (Canner *et al.*, 2009). L'analyse des perturbations a également suggéré que pour certaines espèces d'adventices, il existe des "goulots d'étranglement" critiques dans leur dynamique qui sont sensibles au choix de la séquence de culture. Ils résultent notamment du taux de survie des graines à la prédation et du recrutement des plantules chez *Setaria faberi* (Davis *et al.*, 2003). Le remaniement des systèmes de rotation pour en accroître la diversité pourrait également avoir des effets importants. Une rotation diversifiée serait mieux protégée contre un contrôle moins parfait des mauvaises herbes pendant certaines phases de la rotation des cultures, la suppression des mauvaises herbes étant associée à une plus grande longueur de la rotation et à une variation des dates de semis (Liebman et Nichols, 2020). Les effets de filtrage et de sélection peuvent être vus comme une manipulation de la dispersion. Les mauvaises herbes doivent se disperser entre les cultures, au fil du temps, dans lesquelles leurs traits sont sélectionnés.

Les études les plus abouties sur le rôle possible de la rotation et de sa diversification à travers les paysages proviennent de travaux sur la gestion à l'échelle d'une zone du doryphore de la pomme de terre (Huseth *et al.*, 2012), mais avec des preuves que les résultats s'appliquent également aux foreurs de tiges, notamment en Amérique du Nord (Hutchinson *et al.*, 2010). Ce travail a également démontré l'intérêt d'une combinaison d'approches empirique et de modélisation pour tester certaines des prémisses du modèle de diversification de Helenius (1997). La modélisation du paysage comme des cultures qui sont hospitalières ou qui fournissent des ressources alimentaires aux doryphores a suggéré que la diversification de la rotation, dans l'espace et dans le temps, pourrait être utilisée dans le cadre d'une stratégie de lutte culturale. Cette approche a été mise en œuvre dans certaines régions de culture de pommes de terre aux États-Unis. Onstad *et al.* (2003) ont montré que des rotations simples, avec une utilisation intensive d'insecticides, conduisaient directement à la sélection de la résistance aux pesticides et à des épidémies de bioagresseurs. A l'inverse, la diversification des rotations pour inclure des cultures non hospitalières ou l'utilisation différentielle des pesticides pourrait briser ou retarder l'évolution de la résistance, conduisant à un meilleur contrôle des coléoptères. Peck et Ellner (1997) ont modélisé le développement de la résistance dans un modèle spatio-temporel explicite décrivant la dynamique des populations d'un insecte ravageur générique présentant des similitudes avec le doryphore. Ils ont montré que la répartition spatiale (distance) des parcelles de cultures hôtes, comme résultante de la rotation, était importante pour favoriser la lutte contre le ravageur. En effet, certaines distances entre cultures hôtes et leur distribution spatiale favorisaient l'évolution de la résistance aux pesticides. Le travail empirique dans ce système a confirmé l'importance de la distribution de la culture dans l'espace et le temps, telle que prédite *in silico* (Boiteau *et al.*, 2008 ; Huseth *et al.*, 2012 ; Sexson *et al.*, 2005), soutenant l'hypothèse qu'elle entraîne des effets sur les doryphores par modification de leur dispersion. Ces résultats ont conduit à l'adoption de programmes de rotation à l'échelle d'une zone en Amérique du Nord pour lutter contre le doryphore, en particulier dans les endroits présentant des problèmes de résistance aux insecticides (Huseth *et al.*, 2012).

Dans l'ensemble, le cadre théorique et de modélisation pour décrire et innover en matière de rotations est peu développé. Un travail de modélisation et de co-développement avec les agriculteurs serait très précieux car il permettrait d'opérer une synergie entre les connaissances agronomiques (et l'expérience accumulée) et scientifiques. Cela permettrait de fournir des tests génériques des effets de la modification de la diversité végétale induite par les changements de rotation qui font actuellement défaut et clarifierait également les liens mécanistiques entre les échelles spatiales, les dynamiques des populations des organismes considérés et les différentes échelles temporelles (Blackshaw, 2009).

3.5.8. Conclusion et besoins de recherches

3.5.8.1. Conclusion

Les cultures hôtes d'une séquence fournissent des ressources aux bioagresseurs et à leurs ennemis naturels. La séquence de cultures constitue donc un filtre au sens de l'écologie des communautés qui contribue à déterminer l'assemblage d'espèces susceptibles de persister dans la parcelle. A l'échelle du paysage, la persistance des populations de bioagresseurs et de leurs ennemis naturels est également fortement déterminée par leurs stratégies de vie et leurs capacités de dispersion. En conséquence, la séquence des cultures influence fortement le développement des populations de bioagresseurs et/ou de leurs ennemis naturels, notamment ceux à caractère tellurique et/ou à faible capacité de dispersion. Cet effet peut être bénéfique ou néfaste. Ainsi, le choix de la rotation est un levier pertinent (et d'ailleurs déjà largement mobilisé) pour la régulation des bioagresseurs

(Tableau 3-19). Cet effet est potentiellement très important sur la régulation des plantes adventices, notamment lorsque la rotation génère une forte variabilité interannuelle de l'état du milieu agricole et des pressions de sélection appliquées à la flore adventice. Ainsi, par exemple, l'alternance de cultures d'hiver et de printemps fait varier la fenêtre temporelle de germination accessible aux adventices, empêchant l'envahissement des cultures par une ou quelques espèces particulières. Le choix d'une rotation adaptée peut également être très efficace pour réguler les bioagresseurs telluriques dont l'inoculum est peu mobile et/ou principalement originaire de la parcelle. C'est le cas d'insectes dont la phase sous-terrainne est longue comme les taupins, mais également des nématodes et pathogènes telluriques ou des pathogènes aériens dont l'inoculum est majoritairement local, provenant des résidus de cultures, des repousses ou du sol lui-même. Le principal mécanisme à l'œuvre repose sur une discontinuité temporelle de l'habitat ou une variabilité de sa qualité due à l'insertion dans la rotation de cultures non-hôtes ou peu favorables au bioagresseur. Dans certains cas, cet effet peut être amplifié par la présence dans la rotation de cultures imposant une mortalité additionnelle à l'inoculum (effet biofumigant des brassicaceae, par exemple). On trouve, en revanche, peu d'exemples documentés d'effets des rotations sur la régulation des bioagresseurs imputables à des interactions indirectes. Leur effet sur les abondances, présences ou activités des ennemis naturels ont été peu étudiés. On peut cependant mentionner leur influence sur l'abondance des communautés de coléoptères carabiques granivores qui participent à la régulation de la flore adventice ou sur le bouquet de composés organiques volatiles émis par les cultures cibles et pouvant être impliqués dans le recrutement d'ennemis naturels des ravageurs. Quelques études récentes montrent un effet des rotations sur la composition microbienne des sols (microbiome) avec des conséquences possibles sur les infestations des cultures par des pathogènes telluriques ou des nématodes par des mécanismes généralement mal identifiés. Enfin, des effets indirects des rotations peuvent provenir d'interactions entre bioagresseurs. Ainsi, par exemple, des rotations favorisant la présence de certaines espèces d'adventices permettent à des nématodes de se maintenir sur ces hôtes alternatifs en l'absence de la culture hôte principale. De même, il a été montré que la présence de certains nématodes dans des rotations qui leurs sont favorables facilitaient le développement de certaines maladies telluriques.

Légende du Tableau 3-19 :

- **Nature de l'effet de la modalité de diversification sur la régulation du bioagresseur concerné :**

	Consensus de la littérature en faveur d'un effet positif sur la régulation du bioagresseur. Le niveau d'intensité du vert traduit le <u>niveau de consensus</u> de la littérature sur le sens positif de l'effet (plus le vert est foncé, plus le consensus est fort)
	Absence de consensus de la littérature : effet ambigu
	Consensus de la littérature en faveur d'un effet négatif sur la régulation du bioagresseur. Le niveau d'intensité du rouge traduit le <u>niveau de consensus</u> de la littérature sur le sens négatif de l'effet (plus le rouge est foncé, plus le consensus est fort)
	0 Pas d'effet significatif (des travaux existent mais ne mettent en évidence aucun/très peu d'effet)
	Hypothèses théoriques sur l'existence d'un effet sur la régulation du bioagresseur mais pas de preuves
	? Information insuffisante pour conclure (y compris sur le plan théorique)
	<i>Cas de figure qui n'a pas lieu d'être investigué car il ne correspond à aucune réalité "physique"</i>

- **Niveau d'investigation de ces effets dans la littérature (recul scientifique) :**

	littérature rare/très peu abondante (mais suffisamment robuste pour conclure)
	littérature relativement abondante mais pas (ou très peu) de travaux de synthèse/reviews
	littérature abondante incluant des travaux de synthèse/reviews

BIOAG : bioagresseur ; EN : ennemi naturel

Tableau 3-19. Synthèse des effets des rotations sur la régulation des bioagresseurs

Mécanismes écologiques →

			Adventices	Insectes aériens	Insectes telluriques	Maladies vectorisées	Maladies / pathogène aérien	Maladies / pathogène tellurique	Nématodes	Autres	Remarques
<i>Métriques utilisées pour caractériser la régulation des BIOAG</i>			<i>densité / biomasse / diversité des adventices, densité / diversité de la banque de graines</i>	<i>abondance / dégâts</i>	<i>abondance / dégâts</i>	<i>/</i>	<i>sévérité/ incidence /densités d'inoculum</i>	<i>sévérité/ incidence /densités d'inoculum / diversité</i>	<i>sévérité/ incidence/abondance</i>	<i>/</i>	
Effet majoritaire du mode de diversification sur la régulation des bioagresseurs			***	?	*	?	*	*	**	?	Peu de nouvelles cultures sont testées dans le corpus et seules de faibles variations des rotations existantes sont testées. Les articles se focalisent généralement sur un bioagresseur et une culture cible. Le corpus comprend beaucoup d'exemples empiriques. Il est donc difficile d'obtenir des résultats généraux exploitables.
Habitat cultivé X BIOAG	Fragmentation de l'habitat du bioagresseur	Spatiale									La dimension temporelle peut être vue de deux façons: l'insertion de "break crops" dans une rotation, en tant que discontinuité temporelle, peut rompre le cycle de vie de bioagresseurs comme certaines adventices. Les rotations peuvent également être décrites par leur variation temporelle en séquence, plutôt que par les cultures qui les composent.
		Temporelle	**	*	*	?	*	*	**	?	
	Hétérogénéité de la qualité de l'habitat du bioagresseur	Spatiale									
		Temporelle	**	**		?	*	*	*	?	
Plante cultivée X Plante cultivée	Mécanismes contribuant à augmenter les capacités de défense des plantes hôtes		?	?	?	?	?	* effet potentiellement positif via influence du microbiote des plantes cultivées les rendant plus résistantes		?	
EN X Plantes	Émission de signaux par la plante agresseur perçus par les EN		?	?	?	?	?	?	?	?	
	Présence de ressources pour les EN	quantité et qualité	*	?	*	?	?	* effet attendu positif via une modification de la composition des communautés microbiennes (modification de la qualité de la MO du sol, pH...) favorisant des microorganismes bénéfiques		?	
		continuité temporelle	*	?	*	?	?				
BIOAG X BIOAG	Complémentarité des niches écologiques, structure et dynamique des réseaux d'interactions		?	?	?	?	?	* La présence de certains nématodes peut augmenter la sévérité et l'incidence de plusieurs champignons pathogènes	* Des adventices mal gérées au sein de la rotation peuvent servir d'hôte alternatif pour certains nématodes et favoriser ces derniers	?	
EN X EN	Complémentarité des niches écologiques, structure et dynamique des réseaux d'interactions		?	?	?	?	?	?	?	?	
Champ d'application des résultats = contexte géographique/climatique, agronomique (cultures/types de cultures + pratiques) des résultats obtenus pour chaque catégorie de BIOAG			- Majoritairement en Amérique du Nord et Europe Grandes cultures	- Travaux portant principalement sur des insectes de la famille des Chrysomelidae - Majoritairement en Europe et Amérique du Nord - Pomme de terre et maïs	- Peu d'articles, principalement sur taupin - Majoritairement en Europe et Amérique du Nord - Pomme de terre, maïs, prairie		- Majoritairement en Europe et Amérique du Nord - Pomme de terre, maïs, céréale	- Majoritairement en Europe et Amérique du Nord - Pomme de terre, maïs, céréale	- Majoritairement en Europe et Amérique du Nord - Soja, arachide, maïs		

Les rotations actuellement pratiquées en Europe sont en grande partie le résultat de la recherche agronomique historique et de l'expérience accumulée par les agriculteurs. Des contraintes supplémentaires résultent de la réglementation, de politiques promouvant la production de certaines cultures et de contraintes socio-économiques et organisationnelles. En conséquence, les rotations restent peu diversifiées à l'échelle européenne et on observe peu l'apparition de rotations nouvelles et innovantes. Cela se traduit également par une activité de recherche récente assez réduite, principalement basée sur des approches empiriques portant sur un bioagresseur particulier d'une culture cible particulière et reposant sur des modifications limitées de rotations existantes. Par ailleurs, les connaissances de l'effet des rotations sur certains groupes de bioagresseurs (bioagresseurs à dispersion aérienne), sur les ennemis naturels et/ou sur une gamme de bioagresseurs de la culture cible ou de l'ensemble des cultures présentes dans la rotation restent très parcellaires et nécessiteraient d'être développées. Des approches empiriques ambitieuses sont très difficiles à mettre en œuvre (et sont donc rarement mises en œuvre) car elles sont coûteuses, nécessitent une expérimentation à long terme et se heurtent à la grande dimensionnalité du problème à résoudre. En effet, du point de vue agroécologique, l'optimisation des rotations requerrait de se confronter à la multiplicité des organismes à considérer, à la diversité considérable des séquences de cultures possibles et à la prise en compte des effets induits sur les autres services écosystémiques.

La prédominance des approches empiriques est probablement en partie la résultante de l'absence de cadre générique permettant de comprendre l'effet des rotations sur les bioagresseurs. Cette absence freine l'innovation pour élaborer des rotations en rupture avec celles pratiquées ou pour construire des paysages de rotations favorables au contrôle des organismes nuisibles.

A une échelle plus large, identifier des règles pertinentes de structuration spatiale et temporelle des cultures est un enjeu majeur pour concevoir des paysages futurs résilients et durables. Cependant, les études qui examinent explicitement la dynamique spatiale et temporelle des cultures à large échelle et leurs effets sur les bioagresseurs et leurs ennemis naturels sont absentes de la littérature, en raison ici encore des difficultés de mise en œuvre et de leur coût élevé. Les seules études existantes sont réalisées à une échelle plus restreinte ou infèrent les effets des rotations en comparant des paysages contrastés ou en recourant à la modélisation. Les premières reposent sur deux approches possibles : soit une culture (ou un type de culture) est privilégiée et le paysage est caractérisé en termes de distribution dans l'espace et/ou le temps des distances entre parcelles de la culture cible, soit l'ensemble des rotations est considéré mais elles sont caractérisées une mesure simple de leur diversité (typiquement en considérant le nombre de cultures dans la rotation). Ces approches sont présentées dans d'autres sections pour étudier les effets de la diversification (notamment section 3.6) mais restent cependant largement inopérantes pour les questions traitées ici, car elles permettent difficilement de représenter de manière adéquate le caractère de filtre du paysage de rotations, au sens de l'écologie des communautés, comme déterminant des assemblages de bioagresseurs et d'ennemis naturels.

La faiblesse relative du cadre théorique dans lequel inscrire la recherche pour l'innovation devrait inciter à encourager le développement d'approches qui tendent à considérer le paysage comme un arrangement dans l'espace et le temps des ressources trophiques et de refuge qui filtrent les bioagresseurs, et qui permettrait de poursuivre le processus de construction d'un cadre pour le contrôle des bioagresseurs au niveau du paysage. Ce cadre permettrait de relier les approches à l'échelle parcellaire et celles à l'échelle du paysage en combinant les processus de filtrage locaux et de dispersion inter-parcellaire. Il encouragerait la prise en compte des effets à l'échelle de l'ensemble de la rotation plutôt que de cibler certaines cultures clés comme c'est le plus souvent le cas actuellement. Il favoriserait l'élaboration de descripteurs génériques des rotations (longueur et diversité de la rotation, % de céréales à paille, % de cultures de printemps, etc...) explicitement fondés sur l'analyse des processus écologiques supposés.

Finalement, une approche ou pratique de gestion isolée, reposant sur le choix de la rotation des cultures ou le mode de travail du sol, n'est probablement généralement pas efficace à elle seule pour établir la suppression du ou des bioagresseurs principaux. Il est nécessaire d'adopter des approches multiples intégrant des combinaisons de pratiques agronomiques (dont différents modes de diversification végétale) afin de concevoir une stratégie de lutte intégrée contre les bioagresseurs. Une meilleure connaissance des interactions entre les pratiques agricoles est donc nécessaire (Larkin, 2008 ; Poggi *et al.*, 2021).

3.5.8.2. Besoins de recherches : modélisation et co-développement de nouvelles rotations avec les agriculteurs

Les agriculteurs expriment le besoin de développement de nouvelles rotations pour résoudre les problèmes liés à la gestion des bioagresseurs et notamment dans le double contexte de réduction de l'utilisation des pesticides et de changement climatique. Ces rotations devront s'inscrire dans un contexte déterminé par les nombreuses contraintes rencontrées par les agriculteurs et la multiplicité des objectifs visés. Actuellement, la principale contrainte qu'identifient les agriculteurs concernant leur choix de rotation est la maîtrise des plantes adventices. Une approche combinant modélisation et co-construction des rotations avec les agriculteurs permettrait d'opérer une synergie entre les connaissances agronomiques empiriques (résultat de l'expérience accumulée) et scientifiques (issues de l'écologie théorique). Les travaux conduits sur les doryphores et la culture de pomme de terre en Amérique du Nord montrent qu'une approche combinant modélisation et travail de terrain permet de générer des solutions spécifiques pertinentes pour des bioagresseurs et ennemis naturels particuliers.

A plus large échelle, la modélisation devrait nous permettre d'identifier des paysages où la diversité des rotations est sous-optimale et dans lesquels nous pourrions intervenir en collaborant avec les agriculteurs pour introduire de nouvelles rotations innovantes.

Le cadre théorique et sa déclinaison dans les modèles pourraient permettre de vérifier si les rotations peuvent être choisies pour réaliser les scénarios optimistes (*sensu* Pockock *et al.*, 2012) dans lesquels l'ensemble des bioagresseurs est défavorisé, et l'ensemble des ennemis naturels favorisé simultanément, ou si la gestion et le choix des rotations doivent être pragmatiques et cibler des espèces de bioagresseurs spécifiques particulièrement dommageables ou encore résulter de compromis de gestion entre ceux-ci.

Finalement, l'analyse des rotations existantes et le développement de rotations innovantes ne pourra faire l'économie d'une approche par bouquet de services écosystémiques et appelle à la réalisation de travaux de recherche (empiriques et de modélisation) considérant explicitement cette multiplicité de services.

3.6. Effets de la diversité (composition et configuration) de la portion cultivée du paysage

Coordinateurs et principaux auteurs : Virginie Ravigné et Frédéric Fabre

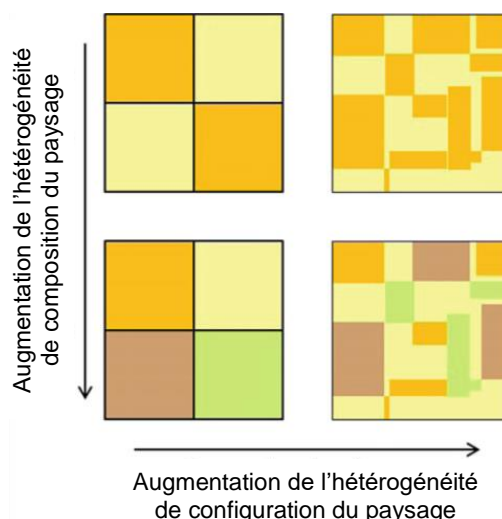
Co-auteurs : Stéphane Cordeau

Experts ayant participé à la constitution du corpus bibliographique : Laurent Bedoussac, Stéphane Cordeau, Frédéric Fabre, Virginie Ravigné

Les paysages agricoles sont par nature **hétérogènes** : les caractéristiques environnementales (par exemple la culture, les pratiques agricoles) varient dans le temps, l'espace ou les deux. L'**hétérogénéité spatiale**, qui nous intéresse ici, existe à différentes échelles. Au sein des parcelles, il peut exister des variations importantes de conditions écologiques et de distribution des bioagresseurs et de leurs ennemis naturels entre le centre des parcelles et les bords. De plus, le couvert cultivé peut être conçu comme hétérogène dans le cas de mélanges de cultures, de mélanges variétaux ou de variétés populations. Mais le choix des couverts et les interventions des agriculteurs (pratiques culturales) sont appliqués à l'échelle de la parcelle, qui constitue l'unité de gestion usuelle. De ce fait, une forte hétérogénéité spatiale peut exister à l'échelle inter-parcelles. On parle alors de **mosaïque culturale**.

La présente section concerne spécifiquement la portion cultivée du paysage. La portion constituée par les éléments semi-naturels est traitée en section 3.7. L'hétérogénéité spatiale est la résultante de deux composantes : l'hétérogénéité de composition et l'hétérogénéité de configuration (Fahrig *et al.*, 2011 ; Figure 3-46).

Figure 3-46. Définition schématique de l'hétérogénéité spatiale du paysage selon ses deux dimensions : l'hétérogénéité de composition (ordonnée) et l'hétérogénéité de configuration (abscisse) (figure extraite de Fahrig *et al.*, 2011)



L'**hétérogénéité de composition** de la fraction cultivée du paysage est la part de variation spatiale du paysage qui peut être attribuée à la nature de la végétation cultivée. Elle se mesure au travers de différents estimateurs dont, fréquemment, le pourcentage de couverture de différents types de cultures (i.e., l'**assolement**), ou la **diversité** des cultures (mesurée au travers d'indices de diversité comme l'indice de Shannon par exemple). Au sein de cette hétérogénéité compositionnelle, Vasseur *et al.* (2013) ont souligné l'importance des pratiques agricoles, qui peuvent faire varier le milieu perçu par les organismes de façon significative même au sein d'une même culture. On parle même de paysage des pratiques (Puech *et al.*, 2014 ; Carrié *et al.*, 2017). Par exemple,

pour une même culture, les abondances des bioagresseurs et leurs ennemis naturels peuvent varier de façon importante selon qu'elle est conduite en agriculture biologique ou conventionnelle (Tuck *et al.*, 2014 ; Muneret *et al.*, 2018). La part de l'hétérogénéité de composition qui est due à la diversité des pratiques agricoles pour une même culture est ainsi fréquemment appelée **hétérogénéité cachée** (Vasseur *et al.*, 2013).

L'**hétérogénéité de configuration** de la fraction cultivée du paysage est la part de variation spatiale du paysage due à l'arrangement spatial de la végétation cultivée (Wiens, 2002). Les estimateurs de cette hétérogénéité de configuration peuvent être des tailles moyennes de parcelles, des densités de bordures, des indices de proximité des parcelles ou des mesures de connectivités des parcelles. Pour une même composition de la végétation, un paysage composé de petites parcelles est plus hétérogène qu'un paysage composé de parcelles plus grandes. Pour une même taille de parcelle, l'**agrégation** des parcelles de même type (leur regroupement/rapprochement dans l'espace) tend à rendre les paysages moins hétérogènes que si les parcelles de même type sont distribuées de façon aléatoire ou uniforme dans l'espace. Lorsque, pour un bioagresseur ou un ennemi naturel donné, certaines parcelles sont habitables et d'autres ne le sont pas, l'hétérogénéité de configuration se traduit par une forme de **fragmentation** du paysage (c'est-à-dire un paysage dans lequel les habitats sont distribués en tâches entourées d'une matrice inhabitable ; Hanski et Gaggiotti, 2004).

Avant d'aborder spécifiquement l'analyse du corpus issu de l'interrogation bibliographique, nous présentons quelques éléments de preuves issus de questions connexes (comme la gestion des variétés résistantes) suggérant que l'hétérogénéité spatiale de la mosaïque culturelle constitue un levier de gestion des bioagresseurs.

3.6.1. Introduction

3.6.1.1. Des principes établis *in natura* et dans le cas de la gestion des résistances aux plantes génétiquement modifiées

Des éléments de preuve dans des systèmes naturels

Un grand nombre de travaux théoriques et empiriques ont étudié la dynamique de systèmes « plantes – bioagresseurs » naturels, i.e., dans des milieux peu ou pas anthropisés. Hors émergence de maladie infectieuse ou invasion biologique, ces systèmes ont comme caractéristique marquante d'être rarement l'objet de pullulations ou de « ravages » au sens où on les observe dans les systèmes agricoles. Les cycles de « boom-and-bust » des agents pathogènes de plantes cultivées y sont rares. Par exemple, pour les systèmes plantes – agents pathogènes les plus documentés, i.e., le mildiou du plantain, le charbon des anthères des silènes et la rouille du lin, la prévalence des infections, c'est-à-dire le pourcentage de plantes infectées par sous-population, fluctue de manière importante à la fois dans l'espace et le temps mais on n'observe pas d'épidémies dévastatrices (Thrall et Burdon, 2002 ; Antonovics, 2004 ; Laine et Hanski, 2006 ; Smith *et al.*, 2011 ; voir aussi Prendeville *et al.*, 2012 pour les virus). Les facteurs sous-tendant cette dynamique sont de deux ordres : démographiques et évolutifs.

Tout d'abord, dans la nature, les organismes inféodés aux plantes (agents pathogènes et autres organismes phytophages) se développent fréquemment dans un environnement fragmenté sous forme de sous-populations végétales – on parle de métapopulations (Hanski et Gaggiotti, 2004). Généralement, l'environnement est aussi spatialement hétérogène (car toutes les sous-populations ne sont pas identiques) et variable dans le temps, en particulier lorsque les hôtes sont non pérennes (car les sous-populations végétales ont leur dynamique propre et sont parfois éphémères) (Ravigné *et al.*, 2021). Il faut ajouter à ces facteurs de variabilité que pour un certain nombre d'agents pathogènes (notamment de nombreux virus), la transmission passe par un vecteur, souvent un insecte, lui-même dépendant de la dynamique métapopulationnelle des plantes. Enfin, les dynamiques des herbivores et agents pathogènes des plantes sont bien sûr également marquées par la saisonnalité et la variabilité des conditions environnementales (Laine, 2008). Dans ces métapopulations, la dynamique des bioagresseurs est contrainte par une intense variabilité environnementale. Les études sur les métapopulations d'agents pathogènes et d'insectes phytophages (par exemple sur papillons de l'espèce *Melitaea cinxia* sur plantain et véronique en Finlande) ont, de plus, mis en évidence les effets de la taille des taches (patches) d'habitat (i.e., les peuplements de plantes hôtes) et de leur degré d'isolement – deux composantes de l'hétérogénéité de configuration – sur la distribution des insectes et la probabilité d'infection (Hanski, 1999 ; Laine et Hanski, 2006).

Par ailleurs, il a été montré qu'une des raisons de cette régulation globale des niveaux de maladie est que la dynamique des populations des parasites et des plantes se trouve mêlée à leur dynamique de coévolution. Ainsi de nombreuses études ont montré que des agents pathogènes sont localement adaptés à leurs hôtes : les agents pathogènes ont une meilleure performance sur les hôtes issus des mêmes sites que sur les hôtes d'autres sites dans la métapopulation (Parker, 1985 ; Thrall *et al.*, 2002 ; Laine, 2005 ; Niemi *et al.*, 2006 ; Sicard *et al.*, 2007 ; Springer, 2007). Une méta-analyse a compilé 57 couples hôtes-parasites pour lesquels des expériences de transplantations réciproques ont été réalisées dans le but de mesurer le niveau d'adaptation locale des parasites à leurs hôtes (ces derniers n'étant pas seulement des plantes). Les résultats montrent que le meilleur prédicteur de l'adaptation locale des agents pathogènes était le fait que les taux de dispersion des parasites excèdent ceux des hôtes (Greischar et Koskella, 2007 ; Hoeksema et Horde, 2008), ce qui est en accord avec les prédictions théoriques (Gandon et Michalakis, 2002). Des effets de l'hétérogénéité compositionnelle sont documentés : par exemple dans la métapopulation de mélitées du plantain des îles Åland (Finlande), les insectes, qui sont capables de pondre sur la véronique ou le plantain, tendent à préférer la plante la plus abondante localement (Hanski, 2011).

De ce fait, il y a une tendance générale à la maladaptation des plantes hôtes : les hôtes sont plus sensibles aux parasites issus du même site qu'à ceux d'autres sites. Sans arriver à contrer l'adaptation des parasites, les populations hôtes s'adaptent dans une certaine mesure aux agents pathogènes. On observe par exemple que les épidémies sont moins sévères et la résistance des plantes plus forte dans les populations de plantes ayant subi des épidémies les années passées que dans les populations de plantes nouvellement infectées (Alexander *et al.*, 1996 ; Laine, 2006). Cette adaptation des plantes est d'autant plus efficace que les parasites ont de faibles taux de dispersion (donc pour les agents pathogènes telluriques par exemple), et que les populations de plantes sont grandes, connectées et donc génétiquement diverses (Jousimo *et al.*, 2014).

Cette coévolution des plantes et des agents pathogènes tend à réguler les populations d'agents pathogènes, en empêchant qu'un génotype particulièrement performant émerge et ravage des populations de plantes uniformément sans défense. Cette adaptation des plantes hôtes ne peut être observée en système agricole parce que la composition des populations hôtes est sous contrôle des agriculteurs et donc ne peut répondre à la sélection naturelle. Restent les effets de l'hétérogénéité spatio-temporelle de la mosaïque culturelle sur la démographie et la dynamique d'adaptation des bioagresseurs, qui peuvent déjà contribuer à la régulation de ces derniers, et dont on voit qu'ils dépendent de l'hétérogénéité du peuplement hôte.

L'utilisation de ces principes pour gérer les résistances aux OGM Bt

Dans les années 2000, des mosaïques culturelles ont été conçues et déployées pour gérer la durabilité des résistances prodiguées par les plantes transgéniques Bt, principalement sur maïs mais aussi coton par exemple. Ces plantes transgéniques produisent des toxines insecticides (issues de la bactérie *Bacillus thuringiensis*) ciblant des lépidoptères et des coléoptères. Plusieurs pays, notamment les Etats-Unis et l'Australie, ont promu des stratégies « haute dose / refuge » pour freiner le développement de résistance aux toxines Bt chez les insectes. Ces stratégies associent dans le paysage des parcelles de variétés Bt produisant une grande quantité de toxines (« haute dose ») à proximité de parcelles de variétés non-Bt qui constituent un réservoir d'insectes ravageurs sensibles à la toxine (« refuge ») (Vacher *et al.*, 2003). Elles exploitent le fait que la résistance à la toxine est une mutation récessive : les hétérozygotes, issus de croisements entre les insectes sensibles issus des refuges et les insectes résistants issus des champs Bt, sont donc sensibles à la toxine Bt. Pour être efficaces, les zones refuges doivent occuper une certaine proportion du couvert qui peut varier selon l'assolement local, les caractéristiques des variétés Bt et des insectes cibles. En particulier, les comportements de dispersion, de choix d'habitat et d'appariement des insectes peuvent altérer l'efficacité du dispositif et le rendre incompatible avec les exigences de rendement. Malgré un certain nombre d'échecs, ces politiques volontaristes d'aménagement du paysage agricole ont démontré une certaine efficacité pour ralentir la sélection d'insectes résistants et donc accroître la durabilité des variétés en question (Tabashnik *et al.*, 2013). De telles politiques sont également envisagées pour gérer l'évolution de la résistance aux herbicides chez les adventices (Dauer *et al.*, 2009). Mais elles reposent sur un réglage fin de la mosaïque culturelle en lien avec la biologie précise de l'interaction visée, et ne peuvent être transposées en l'état à des problématiques multi-ravageurs ou à des interactions basées sur des déterminismes génétiques plus complexes.

3.6.1.2. Apports des études de modélisation

Les nombreuses études théoriques suggérant que l'hétérogénéité spatiale peut réguler les populations de bioagresseurs et leur adaptation (*cf.* section 3.1.3) mettent en évidence les effets d'une combinaison d'ingrédients difficiles à documenter (e.g., le patron de dispersion des bioagresseurs, l'architecture génétique de l'interaction plante-bioagresseur, les mécanismes de régulation densité-dépendante des populations...). Dès lors des études plus réalistes spécifiques du contexte agricole sont nécessaires pour estimer l'efficacité potentielle des stratégies de diversification de la sole cultivée. Elles sont encore peu nombreuses, à l'exception d'une question spécifique portant sur la gestion des résistances variétales aux bioagresseurs et, plus particulièrement, aux maladies (McDonald et Linde, 2002 ; Burdon *et al.*, 2014 ; Zhan *et al.*, 2015).

Ainsi, depuis une quinzaine d'années, de nombreuses approches de modélisation mécanistes ont cherché à comprendre comment le déploiement de variétés résistantes, notamment à l'échelle des paysages agricoles, peut favoriser le contrôle des bioagresseurs. La plupart de ces travaux de modélisation (69 articles) ont été synthétisés récemment par Rimbaud *et al.* (2021). En voici les principaux enseignements. A l'échelle des paysages, dans le cas d'une mosaïque culturale comprenant une variété sensible et une variété résistante, et en l'absence d'agent pathogène préalablement adapté, le contrôle épidémiologique est maximal avec une forte proportion de la variété résistante, et une faible agrégation spatiale de sorte que la variété résistante protège efficacement la variété sensible (Papaïx *et al.*, 2018 ; Rimbaud *et al.*, 2018). En revanche, si des souches pré-adaptées existent, le contrôle épidémiologique est souvent meilleur pour une proportion intermédiaire de résistance (Fabre *et al.*, 2012). En effet, dans ces conditions il ne doit y avoir ni trop (pour diminuer la pression de sélection) ni pas assez (pour garantir un effet de dilution suffisant) d'hôtes résistants pour contenir l'épidémie. Par contre la durabilité, elle, est maximale pour des proportions extrêmes (faibles ou fortes) de variété résistante au sein des mosaïques culturales (Papaïx *et al.*, 2018). En effet, une forte proportion d'hôtes résistants réduit considérablement la taille de la population d'agent pathogène, diminuant ainsi la probabilité d'apparition de mutants virulents. A l'inverse, lorsque la proportion d'hôtes résistants est faible, la taille de la population de l'agent pathogène est grande mais la compétition entre agents pathogènes virulents et avirulents au sein des hôtes sensibles y est telle que la probabilité qu'un mutant virulent atteigne des hôtes résistants (qui sont, de surcroît, peu présents) reste très faible. Enfin, l'agrégation spatiale des variétés influence la durabilité de la résistance : la meilleure durabilité est obtenue avec une forte ségrégation des variétés, c'est-à-dire dans des paysages où les hôtes résistants sont peu exposés aux agents pathogènes mutants qui émergent potentiellement depuis les hôtes sensibles (Papaïx *et al.*, 2014 ; Papaïx *et al.*, 2018 ; Rimbaud *et al.*, 2018). L'agrégation spatiale a donc des effets inversés sur le contrôle évolutif et sur le contrôle épidémiologique : ces deux objectifs de gestion ne sont pas nécessairement compatibles.

Il est tentant d'exploiter les modèles existants pour comparer et hiérarchiser les différentes stratégies de déploiement de la résistance. Cependant, la diversité des approches employées (e.g. scénario épidémiologique évolutif utilisé, cycle de vie des agents pathogènes considérés, critères d'évaluation des stratégies employés) rend difficile la comparaison de résultats provenant de modèles différents (Rimbaud *et al.*, 2021). De rares études ayant évalué plusieurs stratégies avec un même modèle permettent des comparaisons toutes choses égales par ailleurs. Ainsi, pour des résistances totales, la stratégie du pyramidage (qui consiste à sélectionner des variétés cumulant plusieurs facteurs de résistances) apparaît comme la plus efficace et la plus durable en l'absence de souches virulentes de l'agent pathogène au moment du déploiement (Lof *et al.*, 2017 ; Rimbaud *et al.*, 2018). En revanche, si de telles souches sont initialement présentes, alors les mosaïques paysagères (Djidjou-Demasse *et al.*, 2017) ou les rotations (Rimbaud *et al.*, 2018 ; voir section 3.5) semblent plus efficaces que le pyramidage pour limiter les épidémies, et les stratégies incluant des rotations semblent plus durables (Lof *et al.*, 2017). Ces conclusions reposent toutefois sur des résultats peu nombreux, et obtenus dans des contextes spécifiques qui sont encore loin de représenter l'éventail des situations possibles. Elles méritent donc d'être complétées par d'autres études, en particulier sur les résistances à effet partiel (Lannou, 2012).

Les travaux synthétisés par Rimbaud *et al.* (2021) portent uniquement sur le déploiement de variétés résistantes à des maladies causées essentiellement par des champignons ou des virus. Les études sur la gestion des résistances variétales aux insectes sont rares. Dans le corpus bibliographique retenu, Parry *et al.* (2020) ont analysé à l'aide d'un modèle de dynamique de population spatialement explicite les effets du déploiement de variétés de manioc résistantes à l'aleurode *Bemisia tabaci*, insecte vecteur de maladies virales. Trois modes d'action de la résistance (mortalité des nymphes, antixénose et allongement du temps de développement) ainsi que trois situations de production du manioc typiques d'Afrique de l'Est sont considérées. Les résultats soulignent notamment que l'antixénose est le mécanisme de résistance le plus efficace. Son déploiement peut toutefois conduire à une

augmentation des populations d'aleurodes sur variété sensible, notamment lorsque le pourcentage de variété résistante dépasse les 10% ou lorsque la culture du manioc occupe plus qu'un quart du paysage.

Plus généralement, peu de travaux se consacrent aux effets de l'hétérogénéité de la mosaïque des cultures sur les dynamiques de population d'insectes. Un article d'opinion a récemment souligné l'intérêt de la modélisation pour concevoir des paysages suppressifs entravant le développement des bioagresseurs ou, au contraire, des paysages conductifs favorisant leurs ennemis naturels (Poggi *et al.*, 2018). Dans cette optique, Parisey *et al.* (2016) ont proposé un cadre méthodologique pour étudier à l'échelle du paysage l'effet de réarrangements du parcellaire sur la régulation biologique. Ils ont ainsi identifié des configurations du parcellaire agricole favorisant des carabes granivores impliqués dans la régulation des adventices. De son côté, Bourhis *et al.* (2015) a proposé une modélisation individu-centrée pour étudier les effets de la structure des paysages sur le déplacement et la dynamique de la mouche du chou *Delia radicum*.

3.6.2. Constitution et description du corpus bibliographique

Les synthèses traitant de l'effet de la diversification du paysage agricole sur la régulation des bioagresseurs soulignent toutes la rareté des études traitant spécifiquement de la sole cultivée ou de la mosaïque culturale (Bianchi *et al.*, 2006 ; Chaplin-Kramer *et al.*, 2011 ; Verhagen *et al.*, 2016). Une synthèse récente se consacre aux effets de la re-diversification des paysages agricoles sur plusieurs services écosystémiques (Beillouin *et al.*, 2019). Les effets sur la dynamique des bioagresseurs et leurs conséquences sur le rendement demeurent très peu étudiés, singulièrement concernant les maladies. Une seule méta-analyse, sur les 99 répertoriées par Beillouin *et al.* (2019), s'intéresse à l'effet de la complexité du paysage, appréhendée au travers du pourcentage d'ESN, sur la dynamique des arthropodes (Chaplin-Kramer *et al.*, 2011 ; Section 3.7). Elle ne concerne donc pas la mosaïque culturale à proprement parler.

Cette même conclusion s'impose à l'issue de l'analyse du corpus issu de l'interrogation du Web of Science dédiée à ce mode de diversification (Voir Annexe de ce chapitre), qui a collecté 602 références. Un premier tri de ces références sur la base de la lecture de leurs titres et résumés a conduit à n'en retenir que 258 potentiellement pertinentes pour analyser l'effet de la composition et de la configuration du paysage cultivé sur les bioagresseurs. En complément, les requêtes utilisées pour constituer les autres corpus bibliographiques de ce chapitre ont identifié 33 références potentiellement pertinentes.

Un travail de relecture plus attentive des 291 articles ainsi retenus a été réalisé pour identifier les articles traitant spécifiquement de l'effet de la composition et/ou de la configuration de la sole cultivée dans le paysage sur le contrôle des bioagresseurs. Plus spécifiquement, les articles retenus dans le corpus devaient présenter un certain nombre de caractéristiques :

- Traiter d'une sole hétérogène, *i.e.* composée d'au moins deux cultures. Les auteurs peuvent éventuellement se focaliser sur une culture d'intérêt, à condition que cette culture soit insérée dans un paysage composé d'autres cultures et pas seulement d'espaces semi-naturels. Par exemple, Fahrig et Jonsen (1998) ont documenté les effets de la taille et de l'isolement de 31 parcelles de luzerne sur l'abondance et la diversité du cortège d'insectes associés dans un paysage contenant également du maïs, des légumineuses et des pâturages, ainsi que des éléments semi-naturels (forêts).
- Utiliser au moins une métrique faisant clairement référence à l'hétérogénéité de configuration (souvent des tailles de parcelles, des densités de bordures et des mesures d'isolement ou de connectivité) ou de composition (avec des pourcentages de couvert, et des indices de diversité de la sole cultivée) est requise. Un plus grand poids est accordé aux études qui associent à la fois des mesures d'hétérogénéité de composition et de configuration, et qui discutent explicitement de possibles corrélations entre ces facteurs ou testent leur interaction. Mais les études n'étudiant qu'une seule mesure d'hétérogénéité spatiale ne sont pas écartées.
- Se donner les moyens de tester statistiquement les effets de configuration ou de composition. Ainsi, les études retenues doivent inclure au moins 10 parcelles dans un paysage ou 10 micro-paysages (par exemple des disques de 1km de rayon ou des quadrats de 1 km²) et discuter explicitement de l'éventuelle corrélation entre l'hétérogénéité et d'autres caractéristiques agronomiques (comme par exemple le niveau d'intensification). Sont ainsi écartées toutes les études où l'existence de facteurs confondants est évidente. Typiquement les études opposant des paysages complexes et des paysages

simples sont examinées avec soin. Les paysages simples et complexes ne sont souvent pas au même endroit. Parfois les paysages complexes sont associés à des formes d'agriculture différentes des paysages simples, entraînant des différences de composition. Enfin, les paysages complexes abritent d'autres formes de complexité comme des haies par exemple, que l'on ne trouve pas ou moins dans les paysages dits simples.

- Traiter de caractéristiques des populations ou des communautés de bioagresseurs ou d'ennemis naturels. Dans le corpus, deux articles portaient sur l'effet du paysage sur l'utilisation de pesticides (Larsen et Noack, 2017 ; 2021). Menées dans le comté de Kern (CA, USA), ces études relient de manière indirecte l'effet du paysage à la pression en bioagresseurs en supposant que cette dernière est proportionnelle à l'utilisation des pesticides par les agriculteurs. Même s'il est commun d'admettre que les agriculteurs n'utilisent pas les pesticides sans schéma décisionnel raisonné (Jabbour *et al.*, 2014), l'usage de pesticides ne peut être considéré comme le seul reflet d'une pression en bioagresseurs sans observations au champ, sans connaissance sur les pratiques de gestion, les données climatiques, les degrés de relation des agriculteurs aux coopératives ou centre de conseil agricole qui les accompagnent. Pourtant menées sur près de 100 000 parcelles, ces études, de fait intéressantes, démontrent que l'usage d'insecticides diminue avec la diversité des cultures dans le paysage, et augmente avec la taille des parcelles.

A l'issue de ce second tri, seules 37 références ont finalement été retenues pour citation, dont 22 études observationnelles portant sur les effets de la diversité de composition et/ou de configuration de la végétation cultivée dans le paysage. 68 articles ont été ajoutés manuellement par les experts, dont deux autres études observationnelles. *In fine*, le corpus de 105 articles est constitué d'un noyau de 24 études observationnelles, les 81 autres références servant à compléter l'analyse (contextualisation, éléments généraux, discussion).

Sur les 24 études observationnelles :

- 15 traitent d'hétérogénéité de configuration de la sole cultivée, 19 de composition et 10 des deux à la fois.
- Moins de la moitié (9) testent plusieurs tailles de buffers (i.e. zones tampon) autour d'une parcelle focale (trois études pour la configuration et huit pour la composition) afin d'identifier un rayon optimal de réponse des variables paysagères. Aucune conclusion générique ne sera donc recherchée sur ces aspects, d'autant plus que les distances testées dépendent notamment du type d'organismes étudiés.
- Trois articles seulement sont multi-sites/multi-pays (Alignier *et al.*, 2020 ; Hawro *et al.*, 2015 ; Macfadyen *et al.*, 2015), les autres étant localisés sur une seule région pédoclimatique. Le nombre de paysages étudiés varie de 1 à 432 (valeur médiane : 49) et le nombre de parcelles de 8 à 1451 (valeur médiane : 80). Une étude multi-pays (Alignier *et al.*, 2020) étudie 432 paysages dans 5 pays, soit 1451 parcelles. Cet article traite de l'effet du paysage (configuration et composition) sur la diversité végétale intra-parcellaire. Néanmoins cet article remarquable ne traite pas de l'effet du paysage sur la régulation biologique, mais sur la diversité végétale en bordure ou plein champ. Cette diversité végétale peut être support d'organismes ayant un rôle dans la régulation biologique d'une partie de cette diversité, la flore adventice (e.g. Barbercheck et Wallace, 2021 ; Blaix *et al.*, 2018 ; Marshall *et al.*, 2003).
- La majeure partie des études vient d'Europe (8 articles, dont 7 pour la France métropolitaine) et d'Amérique du Nord (7 articles). Les autres études sont réalisées en Asie, en Amérique du Sud et Centrale, en Afrique et en Océanie.
- En accord avec cette répartition mondiale des études, ce sont les paysages de grandes cultures (céréales à paille, maïs soja et colza) qui sont principalement étudiés.
- Concernant les bioagresseurs, plus de la moitié des études s'intéresse aux insectes ravageurs de cultures (14 articles), suivi des adventices (5). Les autres bioagresseurs (virus, bactéries, acariens, mammifères) font l'objet d'articles isolés. Aucune ne cible les champignons, les oomycètes, les nématodes ou les gastéropodes. Deux articles s'intéressent aux insectes vecteurs de virus ou bactérie.
- De même, concernant les ennemis naturels, plus de la moitié des études se focalisent sur les insectes (14 articles), les autres articles traitant principalement des araignées et des parasitoïdes.

3.6.3. Effets de l'hétérogénéité de configuration de la végétation cultivée à l'échelle du paysage

Dans le corpus retenu, 15 études ont recherché un effet de l'hétérogénéité de configuration de la sole cultivée sur des proxys de la régulation des bioagresseurs. La grande majorité des articles concerne des paysages agricoles intensifs à base de blé, céréales d'hiver et de printemps et/ou maïs en climat non tropical. Dans ces études l'hétérogénéité de configuration est mesurée au travers de tailles de parcelles (10 études), de nombres de parcelles (2 études), de densité de bordures (9 études), et de mesures d'isolement ou de connectivité des parcelles (5 études). Une étude s'est par ailleurs intéressée à la complexité de la forme des parcelles (Macfadyen *et al.*, 2015) en plus de nombreuses autres métriques. Plus de la moitié des études (9 sur 14) utilisent un seul descripteur de l'hétérogénéité de configuration. Aucune étude ne concerne les agents pathogènes de plantes.

Dans les tableaux qui suivent nous avons séparé les effets de configuration en deux composantes : d'une part les effets de taille de parcelle (Tableau 3-20) et d'autre part les effets d'isolement entre parcelles d'une même culture (Tableau 3-21).

Concernant les effets de taille des parcelles sur les abondances et la diversité des organismes associés aux cultures, il faut bien distinguer les effets de la taille d'une parcelle précise et les effets de la taille moyenne des parcelles dans un paysage. Les effets de taille moyenne des parcelles se mesurent aussi au travers de variables comme des densités de parcelles dans le paysage et des densités de bordures.

L'effet attendu de la taille d'une parcelle focale peut être positif ou négatif. Les hypothèses de la distribution idéale libre (Fretwell, 1972) et de la concentration des ressources (Root, 1973) prédisent toutes deux que de plus grandes parcelles devraient accueillir de plus grandes populations d'herbivores, et d'ennemis naturels, parce que ces parcelles offrent plus de ressources, et sont plus faciles à trouver, respectivement. Mais certains organismes, notamment des bioagresseurs soumis à une intense pression de prédation par des ennemis naturels peu mobiles, peuvent arborer des comportements de dispersion du risque (« risk spreading ») et chercher à éviter les parcelles où le risque est maximal (Kareiva, 1990). On observe en effet dans les études sur les adventices testant la taille de la parcelle focale, une variabilité des effets entre cultures et entre niveaux d'intensification agricole (Alignier *et al.*, 2017). A l'inverse, l'effet attendu de la taille de parcelle moyenne sur les abondances, est généralement négatif. Un paysage composé de plus petites parcelles, impose aux organismes qui y vivent une dynamique de métapopulation couteuse (Levins, 1969). Il peut bien sûr exister des situations où certaines espèces bénéficient de ce type de paysage, notamment du fait des dynamiques bioagresseurs-ennemis naturels, mais on ne s'attend pas à ce que ce soit une règle générale. De plus, en général une plus faible taille de parcelle moyenne est associée à une plus grande densité de bordures, qui, lorsqu'elles ne sont pas traitées peuvent être des refuges pour des plantes adventices d'une part et des ennemis naturels d'autre part. **De fait les études incluant la taille moyenne de parcelle, la densité de bordures ou le nombre de parcelles, tendent à détecter, lorsqu'ils existent, des effets positifs des paysages plus hétérogènes pour la protection des cultures.** On relève seulement deux exceptions. Martin *et al.* (2016) détectent que les dommages causés aux plantes par des bioagresseurs herbivores augmentent avec la densité des bordures en agriculture conventionnelle (mais pas en agriculture biologique). De même Baillod *et al.* (2017) font état d'un résultat étonnant puisque de plus petites parcelles sont associées à une moindre abondance de pucerons mais également à un moindre taux de parasitisme des pucerons. Dans ce cas, l'activité des ennemis est moins observable mais la régulation des bioagresseurs semble fonctionner.

Tableau 3-20. Effets de l'hétérogénéité de configuration des paysages agricoles (taille de parcelle, densité des bordures) sur les bioagresseurs, leur ennemis naturels ou les communautés d'organismes

Diversifier consiste à diminuer la taille des parcelles, augmenter le nombre de parcelles ou augmenter la densité ou la longueur totale des bordures (corrélée négativement à la taille des parcelles).

Les articles examinent le lien de corrélation entre deux variables : le niveau de diversification (variable explicative) et des métriques relatives aux organismes considérés (variable expliquée). Le sens de cette corrélation (indiqué en 4^e colonne) permet d'en déduire un effet présumé de la diversification végétale pour la protection des cultures, indiqué dans la 5^e colonne par un code couleur : **Vert** lorsque la corrélation observée va dans le sens d'une régulation des bioagresseurs (diversification défavorable aux bioagresseurs ou favorable à leurs ennemis naturels - à noter que les facteurs favorisant la diversité des adventices sont considérés comme potentiellement favorables à leur régulation, étant donné que le contrôle de la flore adventice se trouve facilitée lorsque cette flore est diversifiée (Smith *et al.*, 2010 ; Adeux *et al.*, 2019) ; **Rouge** lorsque la corrélation va dans le sens d'une aggravation des bioagresseurs (diversification favorable aux bioagresseurs ou défavorable à leurs ennemis naturels) ; **Jaune** lorsque la corrélation est ambiguë, empêchant d'en déduire l'effet de la diversification sur la régulation des bioagresseurs ; **Gris** lorsque la corrélation est faible ou nulle, laissant supposer un effet régulateur nul ou faible de la diversification végétale ; **Blanc** lorsque les articles s'intéressent à des communautés d'organismes sans considérer leur statut de bioagresseurs ou d'ennemis naturels.

Par exemple, Alignier *et al.* (2017) identifient une corrélation positive entre la taille d'une parcelle focale de colza et densité d'adventices : lorsque la taille de la parcelle diminue, la densité d'adventices diminue également. Cette corrélation implique que la diversification par diminution de la taille de parcelle est associée à une diminution de la densité d'adventices, ce qui est positif pour la protection des cultures (case verte).

Organisme considéré	Variable expliquée	Variable explicative	Corrélation entre les deux variables étudiées	Effet présumé de la diversification sur la protection des cultures	Référence
Bioagresseurs					
Adventices	Distribution spatiale	Densité des bordures	Faible et variable selon les traits des plantes		Alignier <i>et al.</i> , 2012
Adventices	Diversité	Taille d'une parcelle focale	Variable selon le niveau d'intensification pour maïs ; Absente sinon	Maïs Autres cultures	Alignier <i>et al.</i> , 2017
Adventices	Densité	Taille d'une parcelle focale	Positive pour maïs, colza d'hiver et colza de printemps ; Négative pour betterave	Maïs, colza d'hiver, colza de printemps Betterave	Alignier <i>et al.</i> , 2017
Adventices	Biomasse	Taille d'une parcelle focale	Positive pour maïs et colza de printemps ; Absente sinon	Maïs, colza de printemps Autres cultures	Alignier <i>et al.</i> , 2017
Adventices	Pluie de graines	Taille d'une parcelle focale	Variable selon le niveau d'intensification pour betterave ; Absente sur colza d'hiver, colza de printemps et maïs.	Betterave Colza de printemps, colza d'hiver, maïs	Alignier <i>et al.</i> , 2017
Adventices	Diversité	Longueur totale des bordures	Positive		Alignier <i>et al.</i> , 2020
Adventices	Abondance et richesse	Taille d'une parcelle focale	Négative		Gaba <i>et al.</i> , 2010
Adventices	Abondance et richesse	Nombre de parcelles	Positive		Gaba <i>et al.</i> , 2010
Adventices	Diversité	Densité des bordures	Absence de corrélation		Molina <i>et al.</i> , 2014
Pucerons	Abondance	Taille moyenne des parcelles	Positive		Baillod <i>et al.</i> , 2017
Insectes herbivores	Abondance et Richesse	Taille d'une parcelle focale	Faible à absente selon les espèces		Fahrig et Jonsen, 1998
Cicadelle vectrice	Abondance	Taille d'une parcelle focale	Positive		Grilli, 2010
Arthropodes phytophages	Abondance	Densité des bordures, Taille et complexité de la forme d'une parcelle focale	Faible		Macfayden <i>et al.</i> , 2015
Bioagresseurs herbivores (pplt insectes)	Dégâts	Densité des bordures	Négative en AB Positive en conventionnel	AB Conventionnel	Martin <i>et al.</i> , 2016*

* Cet article étudie également la corrélation entre rendement et densité des bordures et met en évidence une absence de corrélation en AB mais une corrélation positive en conventionnel.

Tableau 3-20 (suite). Effets de l'hétérogénéité de configuration des paysages agricoles (taille de parcelle, densité des bordures) sur les bioagresseurs, leur ennemis naturels ou les communautés d'organismes

Organisme considéré	Variable expliquée	Variable explicative	Corrélation entre les deux variables étudiées	Effet présumé de la diversification sur la protection des cultures	Référence
Ennemis naturels					
Araignées prédatrices généralistes	Abondance et richesse spécifique	Taille moyenne des parcelles	Négative		Bertrand <i>et al.</i> , 2016
Carabes carnivores et omnivores	Abondance et richesse spécifique	Taille moyenne des parcelles	Absente pour abondance et négative pour diversité		Bertrand <i>et al.</i> , 2016
Ennemis naturels de pucerons	Taux de prédation	Taille moyenne des parcelles	Absence de corrélation		Bertrand <i>et al.</i> , 2016
Ennemis naturels de pucerons	Abondance	Taille moyenne des parcelles	Positive		Baillocl <i>et al.</i> , 2017
Ennemis naturels	Abondance et Diversité	Taille moyenne des parcelles	Négative		Fahrig <i>et al.</i> , 2015
Arthropodes prédateurs	Abondance	Densité des bordures ; Taille et complexité de la forme de parcelle ; Connectivité des classes de productivité végétale	Faible		Macfayden <i>et al.</i> , 2015
Ennemis naturels d'insectes (insectes, arachnides, oiseaux)	Abondance et Diversité	Densité des bordures	Positive		Martin <i>et al.</i> , 2016
Activité des chauves-souris	Activité	Taille moyenne des parcelles	Négative		Monck-Whipp <i>et al.</i> , 2018
Diversité des chauves-souris	Diversité	Taille moyenne de parcelles	Négative		Monck-Whipp <i>et al.</i> , 2018
Ennemis naturels d'insectes phytophages sentinelles	Taux de prédation	Nombre de parcelles	Positive		Zhang <i>et al.</i> , 2020
Communautés d'organismes (statut bioagresseur ou ennemi naturel non précisé)					
Insectes épigés	Abondance	Densité des bordures	Absence de corrélation	<i>Pas de conclusion possible</i>	Molina <i>et al.</i> , 2014
Insectes épigés	Diversité	Densité des bordures	Positive	<i>Pas de conclusion possible</i>	Molina <i>et al.</i> , 2014

Les effets attendus de l'isolement entre parcelles de même nature sont généralement que plus d'isolement tend à diminuer les abondances et la diversité des organismes, un résultat issu de la théorie des métapopulations (Levins, 1969) et de la théorie biogéographique des îles (MacArthur et Wilson, 1967). Du point de vue de la protection des cultures, cette prédiction entraîne une incertitude sur le bénéfice net attendu d'une stratégie d'augmentation de l'isolement des cultures. Dans un paysage où les cultures de même nature sont plus isolées, on s'attend à ce qu'en moyenne les bioagresseurs soient moins abondants et divers, mais également leurs ennemis naturels. Cet effet peut dépendre des traits de vie des organismes considérés : il est d'autant plus attendu que les organismes sont spécialistes et peu dispersants, et sans doute moins attendu pour des généralistes ou des organismes à fortes capacités de dispersion. Dans les études du corpus, on retrouve bien que les bioagresseurs sont systématiquement moins abondants lorsque les parcelles sont plus isolées. Une seule étude portant sur l'isolement traite des ennemis naturels au travers d'un taux de prédation des larves de trois insectes phytophages indicateurs (Zhang *et al.*, 2020). Les auteurs trouvent que la densité de bordures entre prairies et cultures annuelles et le contraste aux bordures augmentent le taux de prédation. Nous avons classé ces variables comme représentant de l'isolement parce qu'elles impliquent une moindre agrégation entre parcelles de même nature. Dans ce cas, l'identité des cultures considérées importe puisque probablement les prairies jouent un rôle de réservoir d'ennemis pour les cultures annuelles à proximité. Une étude enfin étudie les communautés de carabes, qui peuvent comprendre des granivores, qui sont des ennemis naturels des

adventices, des prédateurs et des omnivores (Aviron *et al.*, 2018). Elle conclut que des habitats plus connectés favorisent une plus grande abondance de carabes. A l'inverse, des paysages de moindre connectivité permettraient de réduire les abondances des carabes. **Au final l'impact de l'isolement entre cultures de même nature est globalement positif pour la protection des cultures dans le corpus étudié.**

Tableau 3-21. Effets de l'hétérogénéité de configuration des paysages agricoles (composantes isolement, connectivité et proximité) sur les bioagresseurs ou leurs ennemis naturels

Ici, diversifier c'est augmenter l'isolement des parcelles, diminuer la connectivité, ou diminuer la proximité des parcelles de même type. Code couleur identique au Tableau 3-20.

Organisme considéré	Variable expliquée	Variable explicative	Corrélation entre les deux variables étudiées	Effet présumé de la diversification sur la protection des cultures	Référence
Bioagresseurs					
Insectes herbivores	Abondance	Isolement	Absence de corrélation		Fahrig et Jonsen, 1998
Insectes herbivores	Richesse	Isolement	Positive		Fahrig et Jonsen, 1998
Cicadelle vectrice	Abondance	Indice de proximité des parcelles hôtes	Positive		Grilli, 2010
Cicadelle vectrice	Abondance	Indice de proximité moyen des céréales d'hiver	Négative		Grilli, 2010
Bioagresseurs invertébrés	Abondance	Connectivité des classes de productivité végétale	Positive		Macfayden <i>et al.</i> , 2015
Ennemis naturels					
Ennemis naturels d'insectes phytophages sentinelles	Taux de prédation	Densité de bordures entre prairie et cultures annuelles et contraste aux bordures	Positive		Zhang <i>et al.</i> , 2020
Carabes	Abondance	Connectivité des habitats	Variable entre groupes de carabes		Aviron <i>et al.</i> , 2018

3.6.4. Effets de l'hétérogénéité de composition de la végétation cultivée à l'échelle du paysage

3.6.4.1. Synthèse des études observationnelles du corpus

Sur les 24 études observationnelles retenues, 19 traitent de l'hétérogénéité compositionnelle. Neuf des 19 articles sont des études de cas. Ils considèrent l'effet de la présence dans le paysage d'une culture particulière (ou d'un petit groupe d'espèces cultivées) sur une, ou quelques, espèces d'insectes (bioagresseurs et/ou ennemis naturels) (Tableau 3-22). Une seule étude (Fichet-Calvet *et al.*, 2000) porte sur un mammifère, le grand campagnol. Il ressort tout d'abord que la présence accrue d'une plante hôte dans le paysage tend généralement à accroître l'abondance des bioagresseurs, notamment lorsqu'ils se dispersent localement. Ainsi, l'absence de lien entre la composition en maïs (dans un rayon de 20 km) et l'abondance des pyrales relevé par O'Rourke *et al.* (2011) peut s'expliquer par la grande capacité de dispersion de cet insecte bon voilier. Plusieurs études notent également l'effet bénéfique de la présence de prairie dans le paysage, soit sur l'abondance de prédateurs généralistes du groupe des carabes (Labruière *et al.*, 2016 ; Aviron *et al.*, 2018), soit sur le service de régulation des bioagresseurs (Zhang *et al.*, 2020). Toutefois, la composition en prairie n'entretient pas de lien significatif ni avec la diversité et la richesse des parasitoïdes de pucerons, ni avec le taux de parasitisme de ces derniers (Hawro *et al.*, 2020).

Dans sept de ces neuf articles (Fichet-Calvet *et al.*, 2000 ; O'Rourke *et al.*, 2011 ; Tsafack *et al.*, 2013 ; Labruière *et al.*, 2016 ; Liu *et al.*, 2018 ; Kheirodin *et al.*, 2020 ; Hawro *et al.*, 2020), les variables relatives à la configuration ou à la complexité des paysages étudiés ne sont pas spécifiquement caractérisées. Il est donc impossible de formellement exclure l'existence d'effets confondants entre composition de la mosaïque cultivée et des métriques de configuration dans ces articles. A noter que l'étude de Labruière *et al.* (2016) repose sur 161

parcelles réparties sur une bonne partie du Royaume-Uni, une situation qui minimise a priori le risque de confusion d'effets. A l'inverse, deux études ont vérifié l'absence de corrélation entre composition et certaines métriques de configuration : nombre de patch pour Santoiemma *et al.* (2019), et pourcentage d'éléments semi-naturels chez Aguilera *et al.* (2020).

Tableau 3-22. Effets de la présence d'une culture focale dans le paysage sur les bioagresseurs ou leurs ennemis naturels

Ici, diversifier consiste à diminuer la part de la culture focale dans le paysage. Code couleur identique au Tableau 3-20.

Organisme considéré	Variable expliquée	Culture focale	Corrélation entre la part de la culture focale et la variable expliquée	Effet présumé de la diversification sur la protection des cultures	Référence
Bioagresseurs					
cicadelle <i>Delphacodes kuscheli</i>	abondance	Pâturages d'hiver	Positive		Grilli, 2010
lépidoptère <i>Helicoverpa armigera</i>	abondance	Coton et tomate	Positive		Tsafack <i>et al.</i> , 2013
cercope des prés (vecteur de <i>Xylella fastidiosa</i>)	abondance	Olivier	Positive		Santoiemma <i>et al.</i> , 2019
cercope des prés (vecteur de <i>Xylella fastidiosa</i>)	abondance	Vigne	Négative		Santoiemma <i>et al.</i> , 2019
chrysomèles (<i>Diabrotica virgifera</i> et <i>D. barberis</i>)	abondance	Maïs	Positive		O'Rourke <i>et al.</i> , 2011
pyrales (<i>Ostrinia nubilalis</i>)	abondance	Maïs	Absence de corrélation		O'Rourke <i>et al.</i> , 2011
pucerons	abondance	Prairie	Absence de corrélation		Hawro <i>et al.</i> , 2015
Grand campagnol (rat taupier)	abondance	Prairie permanente	Positive		Fichet-Calvet <i>et al.</i> , 2000
pucerons	taux de parasitisme	Prairie	Absence de corrélation		Hawro <i>et al.</i> , 2015
insectes bioagresseurs	régulation naturelle	Prairie	Positive		Zhang <i>et al.</i> , 2020
Ennemis naturels					
parasitoïdes de pucerons	diversité et richesse	Prairie	Absence de corrélation		Hawro <i>et al.</i> , 2015
coccinelle <i>Propylea quatuordecimpun</i>	abondance	Maïs	Absence de corrélation		O'Rourke <i>et al.</i> , 2011
coccinelle <i>Coleomegilla maculata</i>	abondance	Maïs	Négative		O'Rourke <i>et al.</i> , 2011
carabes des milieux cultivés et forestiers	abondance	Prairie	Faible et variable selon les espèces		Aviron <i>et al.</i> , 2018
neuf espèces de carabes	abondance	Prairies et colza	Positive ou absente selon les espèces		Labruyère <i>et al.</i> , 2016

Continuons avec les 10 articles traitant des effets de la diversité de composition de la mosaïque des cultures dans le paysage. Les bioagresseurs considérés sont ici soit des insectes soit des adventices. Les catégories d'ennemis naturels sont, elles, plus diversifiées avec, aux côtés des insectes, des travaux portant sur les araignées, les oiseaux et les chauves-souris. La diversité des cultures est généralement mesurée par un indice de Shannon, qui prend en compte à la fois les abondances et les fréquences relatives des cultures dans la mosaïque culturelle (Molina, 2014 ; Fahrig *et al.*, 2015 ; Martin *et al.*, 2016 ; Baillod *et al.*, 2017 ; Monck-Whipp *et al.*, 2018 ; Aguilera *et al.*, 2020 ; Alignier *et al.*, 2020) ou de Simpson (Kheirodin *et al.*, 2020). Notons que l'on ne retrouve pas parmi ces 10 études celles dont les indices de diversité ne sont pas spécifiques de la mosaïque cultivée. Par exemple, Alignier *et al.* (2012) ou Macfayden *et al.* (2015) utilisent des indices de Shannon qui intègrent, outre la sole cultivée, les zones urbaines, les forêts ou les espaces semi-naturels.

Les principaux effets recensés dans ces 10 articles sont synthétisés dans le tableau 3-23. Même si les lignes de ce tableau ne sont pas comparables entre elles (e.g. étude sur uns/quelques espèces versus plusieurs groupes taxonomiques, étude sur l'abondance seulement versus sur abondance et diversité...), il est intéressant de

synthétiser le sens de ces effets sur la protection des plantes. Parmi les 21 lignes du tableau, 18 peuvent être classées pour leurs impacts sur la protection des cultures. Le principal enseignement est qu'un seul effet est significativement négatif. Les 17 restants sont soit significativement positifs (7 cas sur 18) soit non significatifs ou de faible ampleur (10 cas sur 18). **Aussi, accroître la diversité des cultures dans le paysage s'accompagnera soit d'un effet bénéfique pour la gestion des bioagresseurs, soit d'un statu quo. Les effets adverses de ce levier de gestion sur la protection des plantes sont rares.**

Tableau 3-23. Effets de la diversité de la mosaïque des cultures sur les bioagresseurs, leurs ennemis naturels ou des communautés d'organismes

Ici, diversifier consiste à accroître la diversité de la mosaïque des cultures. Code couleur identique au Tableau 3-20.

Organisme considéré	Variable expliquée	Corrélation entre la diversité de la mosaïque des cultures et la variable expliquée	Effet présumé de la diversification sur la protection des cultures	Référence
Bioagresseurs				
Adventices	Diversité	Absence de corrélation		Alignier <i>et al.</i> , 2020
Adventices	Abondance et diversité	Absence de corrélation		Gaba, 2010
Chrysomèle des céréales	Abondance	Négative		Kheirodin <i>et al.</i> , 2020
Pucerons	Abondance	Variable selon l'évolution interannuelle de la part des habitats des pucerons		Baillod <i>et al.</i> , 2017
Bioagresseurs herbivores (ppt insectes)	Dégâts	Négative		Martin <i>et al.</i> , 2016
Ennemis naturels				
Carabes	Abondance	Absence de corrélation		Aguilera <i>et al.</i> , 2020
Ensemble des arthropodes	Abondance	Absence de corrélation		Aguilera <i>et al.</i> , 2020
Carabes (dans les paysages riches en ESN)	Diversité	Positive		Aguilera <i>et al.</i> , 2020
Araignées	Abondance et diversité	Absence de corrélation		Aguilera <i>et al.</i> , 2020
Carabes (effet variable entre groupes de carabes)	Abondance	Faible/absente		Aviron <i>et al.</i> , 2018
Prédateurs épigées des pucerons	Abondance	Absence de corrélation		Baillod <i>et al.</i> , 2017
Prédateurs chrysopes et des araignées	Abondance	Positive		Liu <i>et al.</i> , 2018
Prédateurs coccinelles et Orius	Abondance	Absence de corrélation		Liu <i>et al.</i> , 2018
Syrphes et oiseaux	Abondance et diversité	Positive		Martin <i>et al.</i> , 2016
Guêpes prédatrices, carabes et staphylins	Abondance et diversité	Négative		Martin <i>et al.</i> , 2016
Araignées	Abondance et diversité	Absence de corrélation		Martin <i>et al.</i> , 2016
Chauves-souris	Activité	Positive		Monck-Whipp <i>et al.</i> , 2018
Chauves-souris	Diversité	Absence de corrélation		Monck-Whipp <i>et al.</i> , 2018
Communautés d'organismes (statut bioagresseur ou ennemi naturel non précisé)				
Oiseaux, plantes, papillons, syrphes, abeilles, carabes et araignées	Abondance et diversité	Faible et variable entre taxons	<i>Pas de conclusion possible</i>	Fahrig <i>et al.</i> , 2015
Insectes épigés	Abondance	Positive	<i>Pas de conclusion possible</i>	Molina <i>et al.</i> , 2014
Insectes épigés	Diversité	Absence de corrélation	<i>Pas de conclusion possible</i>	Molina <i>et al.</i> , 2014

A quelles distances s'exercent ces effets ? L'échelle spatiale à laquelle s'exercent les effets de la composition de la mosaïque des cultures dans le paysage sur la protection des plantes demeure pour l'essentiel inconnu. Sur les 19 études retenues traitant de l'hétérogénéité compositionnelle, la plupart considèrent des paysages définis dans des buffers de rayons inférieurs à 2500 m autour des parcelles d'intérêts. Par ailleurs, 12 d'entre elles n'utilisent qu'un seul rayon pour calculer les métriques paysagères, parfois choisi en se basant sur des rayons supposés de réponse préférentielle des organismes étudiées. Les sept études restantes considèrent plusieurs rayons et recherchent, par des méthodes statistiques, celui ayant la meilleure valeur explicative (Gaba *et al.*, 2010 ; Zhang *et al.*, 2020 ; Hawro *et al.*, 2015 ; Martin *et al.*, 2016 ; Kheirodin *et al.*, 2020 ; Liu *et al.*, 2018 ; Santoiemma *et al.*, 2019). Les rayons sélectionnés dans ces travaux varient entre 125 m et 1500 m. Plus précisément, des rayons allant de 125 à 250 m sont identifiés par Santoiemma *et al.* (2019) pour l'abondance d'un vecteur d'une bactériose de l'olivier ; un rayon de 200 m est sélectionné par Gaba *et al.* (2010) pour l'abondance et la diversité des adventices ; une valeur de 500 m est retenue par Kheirodin *et al.* (2020) pour l'abondance d'une chrysome des céréales mais aussi par Liu *et al.* (2018) pour l'abondance des chrysopes et des araignées ; 700 m pour Martin *et al.* (2016) sur l'abondance et la diversité des ennemis naturels, et de 1000 à 1500 m par Zhang *et al.* (2020) sur la régulation des bioagresseurs du maïs et des prairies. De leur côté, Hawro *et al.* (2015) n'ont pas pu conclure sur ce point (due à une absence d'effet paysage).

Au-delà de ces quelques données fragmentaires, quelques grands principes demeurent. **En particulier, il est attendu que ces distances d'effets s'ordonnent selon les capacités de dispersion des espèces considérées** comme montré par O'Rourke *et al.* (2011) sur 3 insectes ravageurs du maïs. Par exemple, les ennemis naturels spécialistes (typiquement les parasitoïdes) répondent souvent à des échelles spatiales plus petites que les ennemis naturels généralistes (Chaplin-Kramer *et al.*, 2011). La question reste naturellement largement ouverte lorsque des guildes aussi diverses que les parasitoïdes, des insectes prédateurs, des chauves-souris ou des oiseaux contribuent simultanément à la régulation de ravageurs qui ont, eux-mêmes, leurs propres capacités de dispersion.

Cette même question de l'échelle spatiale à laquelle s'exercent les effets du paysage sur les maladies a également été abordée dans un cadre plus large dans la méta-analyse de Halliday et Rohr (2019). Ces auteurs ont analysé la forme de 205 relations biodiversité-maladie sur 67 espèces de parasites en fonction de l'échelle spatiale. **Les résultats suggèrent que les effets locaux sont prédominants : plus la diversité des hôtes est structurée à large échelle spatiale, moins les bénéfices attendus pour le contrôle des épidémies sont importants.**

3.6.4.2. Des preuves indirectes pour les agents pathogènes

Les études observationnelles du corpus analysé portent quasi-exclusivement sur des bioagresseurs adventices ou insectes. Si certains insectes sont parfois vecteurs d'agents pathogènes (c'est le cas de la cicadelle *Delphacodes kuscheli* ; Grilli, 2010), il existe peu de preuves directes de l'effet de la composition de la mosaïque des cultures sur l'incidence ou la sévérité des maladies causées par des champignons, des virus ou des bactéries. Pourtant, de nombreux travaux démontrent les effets de la fréquence dans le paysage d'une culture, et plus fréquemment d'une variété, sur les dynamiques épidémique et adaptative de ces bioagresseurs. Ils constituent autant d'éléments suggérant que la gestion de la mosaïque paysagère cultivée constitue un levier de protection des plantes.

De nombreux exemples sur le lien entre composition du paysage en variétés et structuration des populations d'agents pathogènes. Il est admis, sur des bases théoriques et empiriques, que le déploiement massif d'une seule variété résistante conduit généralement, et rapidement, à son contournement du fait de l'adaptation des populations pathogènes. La variété perd alors son intérêt auprès des agriculteurs et une autre lui est préférée. Ces cycles popularisés sous le nom de « boom and bust » (« explosion et extinction ») touchent de nombreuses filières avec des rythmes plus ou moins rapides selon les cultures. Des données du CIAT (International Center for Tropical Agriculture) montrent par exemple qu'en Colombie, la durée d'exploitation d'une variété de riz avant son contournement était de 6 mois à 2 ans (Correa-Victoria *et al.*, 2004). En France, un exemple emblématique est celui de la variété de blé Soissons. Bien que restant sensible à 95% des pathotypes présents dans la population française de rouille brune, cette variété a vu son niveau de résistance augmenter avec sa raréfaction dans le paysage. Un pathotype désigne en pathologie végétale le profil de virulence d'une souche d'agent pathogène, c'est-à-dire sa capacité à infecter un ensemble de gènes de résistances. Lorsqu'elle était largement cultivée, la variété Soissons a en effet sélectionné un pathotype fortement agressif, principal responsable des épidémies sur cette variété. Puis, lorsque cette variété a été moins cultivée, ce pathotype spécialiste s'est raréfié au profit d'autres pathotypes mieux adaptés aux nouvelles variétés de blé mais moins agressifs sur Soissons, ce qui a limité

les épidémies sur cette variété (Papaïx *et al.*, 2011). De nombreux autres exemples mettent en relation la dynamique du paysage variétal et l'évolution de la composition pathotypique/génotypique des populations de bioagresseurs (Tableau 3-24).

Tableau 3-24. Etudes mettant en relation la dynamique du paysage variétal et l'évolution de la composition pathotypique/génotypique des populations de bioagresseurs.

Les études retenues mettent en regard le lien entre la structuration des peuplements hôtes (classiquement exprimé en pourcentage annuel d'utilisation des variétés dans la sole) et des populations de bioagresseurs (classiquement exprimé en pourcentage des pathotypes/génotypes dans la population). Cette liste n'est pas exhaustive.

Culture (gène de résistance)	Bioagresseurs (maladie)	Pays (étendue spatiale)	Durée du suivi	Référence
Avoine	<i>Puccinia graminis</i> (rouille noire)	Etats-Unis (Iowa, North central region)	1941-1954	Browning et Frey, 1969
Blé (gènes Lr)	<i>Puccinia triticina</i> (rouille brune)	France (échelle nationale)	1999-2008	Goyeau <i>et al.</i> , 2006 ; Papaïx <i>et al.</i> , 2011
Piment (gène Lx)	Tobamovirus	Espagne (région sud-est)	1984-2004	Fraile <i>et al.</i> , 2011
Melon (gène Vat)	<i>Aphis gossypii</i> (vecteur de la jaunisse des cucurbitacées)	France (régions sud-ouest et sud-est)	2006-2013	Thomas <i>et al.</i> , 2016 ; Boissot <i>et al.</i> , 2016
Colza (gène Rml1)	<i>Leptosphaeria maculans</i> (phoma)	France (échelle nationale)	1990-2000	Rouxel <i>et al.</i> , 2003
Colza (gènes Rml1-3-4-6)	<i>Leptosphaeria maculans</i> (phoma)	Australie (Eyre)	2003-2015	Van de Wouw <i>et al.</i> , 2018
Blé	<i>Septoria nodorum</i> (septoriose)	Australie (Australie occidentale, WA)	1984-2016	Phan <i>et al.</i> , 2020
Blé	<i>Puccinia striiformis</i> f. sp. <i>tritici</i> (rouille jaune)	France (échelle nationale)	1984-2009	de Vallavieille-Pope <i>et al.</i> , 2012

Des présomptions historiques sur le lien entre composition en variétés du paysage et la sévérité des épidémies. Si les effets de la mosaïque variétale sur la composition pathotypique des populations pathogènes sont admis, très peu de travaux étudient la relation entre mosaïques variétale et sévérité des épidémies. Cet aspect est essentiellement étudié dans le cas des mélanges variétaux intra-parcellaires.

Bousset *et al.* (2018) ont simulé dans une expérience de terrain comment, conjointement avec la connectivité du paysage, différentes stratégies de déploiement de la résistance de *Brassica napus* au phoma du colza influencent la sévérité de l'épidémie et la composition des populations de cet agent pathogène. **Cette étude démontre expérimentalement que l'alternance des gènes de résistance dans l'espace et le temps peut être utilisée pour contrôler la maladie, même lorsque la résistance a déjà été contournée.** En effet, il a été observé à plusieurs reprises sur le dispositif des diminutions de la fréquence des pathotypes portant des gènes d'infectivité inutiles, ce qui suggère que cumuler ces facteurs est coûteux pour l'agent pathogène.

3.6.5. Etudes testant à la fois des effets de composition et de configuration de la végétation cultivée à l'échelle du paysage

3.6.5.1. Synthèse des études observationnelles du corpus

Dix articles du corpus étudient simultanément les effets des hétérogénéités de composition et de configuration sur la gestion des bioagresseurs. La diversité des situations étudiées empêche de tirer des conclusions générales sur l'effet de tel ou tel élément spécifique. Pour autant, deux points méritent d'être soulignés.

Le premier point souligne que plus de la moitié des études (6 sur 10) concluent que la force des effets de configuration supplante les effets de composition (Grilli, 2010 ; Molina *et al.*, 2014 ; Gaba *et al.*, 2010 ; Alignier

et al., 2020 ; Fahrig *et al.*, 2015 ; Aviron *et al.*, 2018). Une septième étude (Zhang *et al.*, 2020) conclut, elle, que dans certaines circonstances, la valeur prédictive de la configuration du paysage est au moins égale, sinon meilleure, à celle de la composition. De façon intéressante, cette même conclusion a été tirée par Sirami *et al.* (2019) en analysant dans 435 paysages les effets relatifs de ces gradients sur la diversité multi-trophique. De plus, les travaux de modélisation suggèrent également que les effets liés à la configuration du paysage sont univoques : accroître l'hétérogénéité de configuration de la mosaïque cultivée se traduit systématiquement par des effets favorables sur la protection des plantes. A l'opposé, ils montrent qu'accroître l'hétérogénéité de composition de la mosaïque cultivée peut se traduire par des effets contrastés sur la protection des plantes.

Le second point suggère que les effets de la configuration pourraient être observés à des échelles spatiales plus petites que les effets de composition (voir notamment ci-dessous l'étude Zhang *et al.*, 2020). Nous ne disposons cependant pas de suffisamment d'études pour tester correctement cette hypothèse malgré son intérêt pour concevoir des mesures d'aménagement des paysages agricoles.

3.6.5.2. Résumé des articles traitant à la fois d'hétérogénéité de composition et de configuration

Passons à une analyse détaillée du contenu de ces travaux. La plupart des dix articles observationnels étudiant simultanément les effets des hétérogénéités de composition et de configuration des paysages mesurent la richesse et/ou la diversité de vastes groupes d'espèces (e.g. arthropodes, adventices). Un seul article (Grilli, 2010) porte sur un pathosystème particulier. Cet auteur a capturé sur 19 sites en Argentine (province de Cordoba) des individus dispersants de la cicadelle *Delphacodes kuscheli*, espèce vectrice d'une maladie du maïs causé par le Maize Rough Dwarf Virus, dans un paysage de polyculture-élevage comprenant des prairies, des céréales d'hiver, des prairies d'hiver et pérennes et des chaumes. Cet insecte a une gamme d'hôtes limitée. Il se reproduit sur les céréales d'hiver (seigle, blé) ainsi que sur des pâturages d'hiver comme l'avoine. Ces parcelles sont la principale source de colonisation du maïs au printemps par la cicadelle. Les analyses indiquent que la proximité entre les parcelles hôtes ainsi que la surface totale des parcelles hôtes, mais aussi les surfaces des pâturages d'hiver et des parcelles laissées en chaume étaient les principales variables favorisant l'abondance des individus dispersant de *D. kuscheli*. Si cet insecte vecteur répond donc à la fois à des métriques de composition et de configuration (calculés ici dans des paysages carrés de 5 * 5 km), le facteur explicatif le plus important était une métrique de configuration, la proximité entre les parcelles hôtes. D'autres études suggèrent que les effets de configuration l'emportent sur les effets de compositions. Ainsi, toujours en Argentine, Molina *et al.* (2014) étudient la richesse spécifique et l'abondance des arthropodes épigés dans 22 paires de parcelles séparées par des clôtures (qui induisent la présence de linéaires de bandes herbeuses formant des zones refuges pour la biodiversité) durant deux années culturales consécutives (2009-2010 ; 2010-2011). Ces arthropodes appartiennent à 12 ordres : ce sont aussi bien des bioagresseurs que des ennemis naturels. Dans la pampa, les paysages et les pratiques agricoles diffèrent radicalement de celles des régions Européennes, avec notamment des parcelles beaucoup plus grandes. La diversité des cultures dans le paysage est mesurée par un indice de Shannon calculé à partir de sept types de couverture végétale, dont les cultures annuelles et les prairies. L'abondance des arthropodes augmente avec la diversité des habitats dans un rayon de 500 m. Par contre, la richesse spécifique n'est pas corrélée avec cette variable. De plus les variables les plus structurantes dans cette étude caractérisent le réseau de clôture entre les parcelles. Plus ce réseau est long, plus il contribue à maintenir la diversité des assemblages d'arthropodes en fournissant des habitats et des refuges tout en accroissant la connectivité entre parcelles.

Des conclusions proches (effet de configuration plus fort que les effets de composition) ont été également obtenues dans deux études, dont une conduite dans 5 pays, portant sur la flore adventice. Gaba *et al.* (2010) se sont intéressés aux adventices des plaines céréalières d'Europe de l'ouest. Ces auteurs ont étudié comment la richesse et la diversité des adventices dans 123 champs de blé d'hiver d'une petite région agricole de l'ouest de la France (Deux-Sèvres) étaient affectées par les caractéristiques locales des parcelles suivies (taille, précédent cultural) et par le paysage (caractérisé dans des rayons allant de 100 à 1000 m). Les échantillonnages ont été conduits en 2006 (84 parcelles) et 2007 (39 parcelles). Le paysage a été décrit par sa composition (couverture de cultures de printemps, de cultures d'hiver, de bois, de prairies, de jachères) et sa configuration (nombre de champs, nombre de types d'utilisation des terres). Le rayon de 200 m avait la meilleure valeur explicative. La richesse et la diversité des adventices augmentaient à mesure que la taille des parcelles diminuait et que leur nombre augmentait. La composition du paysage avait, elle, un effet marginal. Ce résultat est en accord avec d'autres études (Marshall, 2009) ne montrant aucune relation significative entre la richesse/diversité des adventices et les variables décrivant la composition de l'environnement des champs de blé d'hiver.

L'homogénéité de la zone étudiée pourrait expliquer ce résultat, tout comme l'effet confondant des rotations de cultures (la composition du paysage a été caractérisée pour l'année où l'échantillonnage ; de fait les effets de banque de semences constituées au gré des rotations sont ignorés). De leur côté, Alignier *et al.* (2020) ont rassemblé un jeu de donnée unique constitué de 1 451 parcelles agricoles situées dans 432 paysages réparties dans 7 régions en Europe (Allemagne, UK, France, Espagne) et une région au Canada. Ils ont ensuite évalué les effets relatifs de la composition et de la configuration de la mosaïque cultivée sur la diversité végétale dans les champs. Ces paysages sont répartis le long de gradients non corrélés d'hétérogénéité de la composition des cultures, évaluée par l'indice de diversité de Shannon des types de couverture végétale, et d'hétérogénéité de la configuration des cultures, évaluée par la longueur totale des bordures des champs cultivés. Les résultats mettent en évidence des effets positifs importants de l'hétérogénéité de configuration des cultures sur la diversité alpha (intra-parcellaire) et gamma (totale) des plantes. Ces effets sont aussi forts que ceux des ESN. En bordure de champ, les effets de l'hétérogénéité de configuration des cultures étaient limités à la diversité alpha. A l'opposé, les effets de l'hétérogénéité de composition, seule ou en interaction, n'étaient pas significatifs. Ces résultats suggèrent qu'une mosaïque de cultures hétérogène peut compenser l'effet négatif des pratiques agricoles sur la diversité végétale à l'intérieur des champs.

Les études précédentes se focalisent sur des groupes d'espèces particuliers (aussi vastes soient-ils !). Fahrig *et al.* (2015) ont échantillonné l'abondance et la diversité alpha, gamma et bêta des oiseaux, des plantes, des papillons, des syrphes, des abeilles, des carabes et des araignées dans parcelles cultivées situées dans 93 paysages agricoles canadiens de 1 km × 1 km. Cette surface de 1 km² (soit 100 ha) correspond à la taille moyenne des fermes dans cette zone de grande culture de l'est de l'Ontario. Les 93 paysages ont été sélectionnés selon trois gradients de composition et d'hétérogénéité du paysage : la proportion du paysage cultivé, la taille moyenne des champs cultivés et la diversité des types de cultures de Shannon dans les terres agricoles. Les réponses à la diversité Shannon des cultures étaient variables entre taxons et par ailleurs très faibles. A l'opposé, la taille moyenne des parcelles avait un effet systématiquement négatif sur les mesures de la biodiversité. Ces résultats suggèrent donc qu'agir sur l'hétérogénéité de configuration en réduisant la taille des parcelles est une mesure « simple » permettant très probablement d'accroître la biodiversité des paysages agricoles. On retrouve donc dans cette étude embrassant un large éventail de la biodiversité la tendance précédente : des effets de configuration plus forts que les effets de composition. Il apparaît également que des taxons différents répondent différemment, et parfois dans des sens opposés, à ces effets comme nous le verrons également dans la suite avec les travaux de Aviron *et al.* (2018) et de Martin *et al.* (2016).

A côté de ces études où les effets de configuration dominent les effets de composition, des articles relèvent à la fois des effets des hétérogénéités de composition et de configuration. Aviron *et al.* (2018) ont échantillonné des carabes dans 80 éléments boisés (40 bois et 40 haies) réparties dans 20 paysages en 2011, puis, en 2012 dans 80 parcelles conduites en agriculture conventionnelle (40 blé d'hiver, 40 maïs de printemps) réparties dans 20 autres paysages. Cette étude a été conduite en Bretagne (Ille-et-Vilaine). Il ressort notamment que l'hétérogénéité de configuration, mesurée au travers de la disposition spatiale et la connectivité des cultures annuelles dans le paysage (dans un rayon allant jusqu'à 500 m), peut contribuer à accroître l'abondance de certains groupes d'espèces de carabes, tout comme les continuités spatiales (mesurées par des longueurs de bordures communes) entre les cultures de printemps et d'hiver (dans des rayons allant jusqu'à 250 m). La réponse dépend notamment de la capacité de dispersion des espèces ainsi que de l'habitat focal considéré. Par ailleurs, certains agencements particuliers de cultures annuelles et d'ESN peuvent être défavorables à des groupes particuliers de ces insectes. Il semble donc difficile de concevoir des stratégies favorables à l'ensemble des carabes, qu'ils appartiennent à des groupes préférentiellement associés aux espaces cultivés (et donc utiles à la protection des plantes) ou aux espaces boisés (et donc à valeur patrimoniale). Notons que dans cette étude les indices de configuration du paysage sont plus fréquemment associés à des effets significatifs que les indices de composition des cultures. Toutefois la présence de prairie et la diversité des cultures dans le paysage tendent à favoriser les carabes des milieux cultivés.

Baillois *et al.* (2017) ont étudié l'abondance des pucerons des céréales et de leurs ennemis naturels pendant 2 ans dans 51 parcelles de blé d'hiver localisées en Basse Saxe (Allemagne) dans des paysages de 1km de diamètre sélectionnés selon des gradients orthogonaux de diversité des cultures (indices de Shannon, 5 classes de cultures : céréales, maïs, prairies, cultures annuelles non graminées et autres cultures pérennes), de configuration (taille des parcelles notamment, longueur des bordures enherbées) et de rotation des cultures (céréales, maïs et prairie). Les densités de pucerons des céréales varient avec la composition, la configuration et l'hétérogénéité temporelle de la mosaïque des cultures. Les parcelles de petite taille et des bordures enherbées réduisent l'abondance des pucerons, tout comme la diversification des cultures.

Monck-Whipp *et al.* (2018) utilisent des données sur l'activité et la richesse des chauves-souris collectées à l'aide d'enquêtes acoustiques dans 46 paysages de 3 x 3 km des zones rurales de l'est de l'Ontario, au Canada (ces paysages sont un sous-ensemble de ceux étudiées par Fahrig *et al.* (2015)). Le régime des chauves-souris en fait des prédateurs nocturnes d'insectes et donc potentiellement des auxiliaires de protection des plantes. Les auteurs cherchent à tester si l'activité des chauves-souris et leur richesse spécifique augmentent dans les paysages agricoles présentant une plus grande diversité Shannon de cultures et des champs plus petits, lorsque l'on contrôle l'effet de la couverture totale des cultures. Comme supposé, l'activité des chauves-souris augmente avec les hétérogénéités de composition et de configurations des terres agricoles. L'hétérogénéité des terres agricoles est également liée positivement à la richesse des espèces, bien que cette relation ne soit statistiquement pas significative.

Finalement, Martin *et al.* (2016) prennent en compte eux aussi plusieurs groupes d'ennemis naturels. Ils travaillent sur 35 parcelles (et diverses cultures, riz, choux, pomme de terre, soja...) dans des paysages de Corée du sud où la composition et la configuration du paysage n'étaient pas corrélées. Ces parcelles sont soit conduites en agriculture conventionnelle (pour 19 d'entre elles), soit en agriculture biologiques (pour les 16 restantes). Ils mesurent les densités de 7 taxons d'ennemis naturels (arthropodes, aériens ou évoluant sur le sol, mais aussi oiseaux). La diversité des cultures montre des effets sur l'abondance et la diversité des ennemis naturels, principalement à grande échelle (>700 m), effet soit positifs (syrphes et oiseaux), soit négatifs (guêpes prédatrices, carabes et staphylins). Aucun effet n'est par contre significatif pour les araignées. Par ailleurs, accroître la complexité configurationnelle et de la diversité des cultures se traduit par un fort accroissement de la diversité des oiseaux, et uniquement dans les parcelles en agriculture conventionnelle.

Si la plupart des études retenues explorent le lien entre la diversité des cultures et la densité et/ou la richesse des bioagresseurs et/ou de leurs ennemis naturels, trois articles seulement mesurent plus directement le service de régulation des bioagresseurs. La distinction est importante car, bien que la relation entre la diversité des ennemis et efficacité du contrôle biologique soit généralement positive (Altieri, 1999 ; Harrison *et al.*, 2014), elle peut être substantiellement perturbée par des interactions antagonistes au sein du cortège des ennemis naturels (Letourneau *et al.*, 2009).

Dans leurs 35 parcelles en Corée du Sud, Martin *et al.* (2016) ont également mesuré les dommages aux cultures et les rendements. Ils montrent que les dégâts (dus à l'herbivorie) sur les cultures diminuent lorsque la diversité cultivée dans les paysages augmente. Cette tendance se retrouve dans l'effet positif de la diversité des cultures sur le rendement. Cet effet est présent à toutes les échelles dans les parcelles en agriculture conventionnelle, et seulement à plus petite échelle (200-300 m) dans les parcelles en agriculture biologique. En conclusion, les auteurs suggèrent que l'interaction entre le paysage et les pratiques locales (biologiques vs conventionnelles) est forte : (i) peu d'effet du paysage sur l'herbivorie et les rendements dans les parcelles biologiques et (ii) effet important de la configuration et la diversité des cultures sur l'herbivorie dans une vaste gamme d'échelles spatiales dans les parcelles conventionnelles. Ainsi la gestion en agriculture conventionnelle pourrait notamment bénéficier de paysages avec une grande diversité de culture (Tschardt *et al.*, 2021).

Des effets de la composition et de la configuration du paysage sur la régulation des bioagresseurs ont également été identifiés dans 32 sites du Midwest des États-Unis. Zhang *et al.* (2020) ont examiné les effets de deux gradients indépendants de composition (cultures annuelles, forêts, prairies, et autres.) et de configuration (taille, forme et densité des parcelles, caractéristiques des bordures/haies, connectivité) du paysage à six échelles spatiales sur le service de régulation des bioagresseurs (mesure de taux de prédation sur 3 bioagresseurs sentinelles). Les 32 sites d'études dans le Michigan et le Wisconsin se focalisent sur deux types de cultures, prairies et maïs. Les résultats démontrent que les effets de la composition (principalement la proportion de prairie) et de la configuration du paysage sur la régulation des bioagresseurs diffèrent selon les échelles spatiales et varient selon les régions. Les prairies et les configurations complexes tendent à avoir des effets positifs. De plus, les effets de la configuration sont observés à des échelles spatiales plus petites (250-500 m) que ceux de la composition (1000 – 1500 m). A la suite des travaux de Martin *et al.* (2016), cette étude confirme que la régulation des bioagresseurs est influencée par la configuration du paysage en plus de sa composition. Elle suggère également que, dans certaines circonstances, la valeur prédictive de la configuration du paysage est au moins égale, sinon meilleure, à celle de la composition.

Dans leurs travaux sur les pucerons des céréales et leurs ennemis naturels dans 51 paysages de Basse Saxe, Bailod *et al.* (2017) ont également mesuré le parasitisme des pucerons. Le parasitisme diminuait avec l'expansion interannuelle de l'habitat hôte des pucerons collectées (dont 77% de *Sitobion avenae* et 20 % de *Metopolophium dirhodum*) dans les paysages avec des petites tailles de parcelles alors qu'il 'augmentait légèrement avec des

tailles de parcelles plus grande. Aucun effet de la diversité des cultures n'a été détecté. Ce travail souligne l'importance de prendre en compte le caractère dynamique de l'hétérogénéité des paysages dans les zones de cultures annuelles, en d'autres termes de prendre en compte les rotations en plus de la description spatiale des paysages (voir section 3.5). Macfadyen *et al.* (2015) arrivent à un constat proche. Ces auteurs ont échantillonné des bioagresseurs invertébrés et des ennemis naturels prédateurs de manière répétée pendant deux ans dans les cultures, les pâturages et les habitats semi-naturels de 6 paysages (de 14 km de diamètre) dans trois régions de zones de production céréalières en Australie. Les échantillonnages ont été réalisés mensuellement de février 2010 à novembre 2011 sur un total de 559 sites. La végétation a elle aussi été quantifiée mensuellement avec un indice de végétation normalisé. Il ressort tout d'abord que la dynamique de la végétation se caractérise par des moments de transitions qui sont des points de bascules de la quantité de ressource disponible pour les niveaux trophiques supérieurs. Au-delà de la grande variabilité des résultats entre régions (voir entre paysages d'une même région), une tendance se dégage. Elle suggère que la densité des bioagresseurs (mais pas les ennemis naturels) est liée à la connectivité de la productivité de la biomasse végétale (par opposition à la connectivité d'un type d'habitat) et non à des métriques de configuration ou de composition (et en particulier un indice de Shannon de la diversité des patches). Cette étude confirme donc l'importance de la dimension temporelle des paysages sur la dynamique d'insectes nuisibles très mobiles et polyphages.

3.6.6. Conclusion et besoins de recherche

3.6.6.1. Sur la qualité du corpus

La difficulté à expérimenter à l'échelle du paysage agricole se traduit par la rareté de la littérature sur le mode de diversification analysé ici. Ainsi, malgré la lecture initiale de plusieurs centaines de publications, les conclusions présentées dans cette section quant à l'effet de la mosaïque culturale sur les bioagresseurs reposent sur un (trop) petit nombre d'études. Seulement dix articles étudient à la fois les effets de l'hétérogénéité de configuration et de composition sur la gestion des bioagresseurs. Si certains modes de diversification font l'objet de méta-analyses (notamment sur les effets de la diversité intra-parcellaire), les données semblent actuellement insuffisantes pour conduire le même genre d'analyse quantitative sur les effets de la mosaïque culturale. Une difficulté majeure à laquelle se confrontent ces travaux réside dans le risque de confusion d'effets entre configuration et composition du paysage. Une alternative à l'expérimentation à l'échelle du paysage est de coordonner de vastes projets travaillant sur plusieurs régions et, au sein de chaque région, dans plusieurs paysages, afin de définir des gradients paysagers, dont les métriques de configuration et de composition peuvent être considérées comme indépendantes, et de se prémunir des contextes locaux. A cet égard, l'étude d'Alignier *et al.* (2020) conduite dans 432 paysages incluant 1451 parcelles réparties dans 8 régions et 5 pays est remarquable par son ampleur. Ses conclusions en sont d'autant plus convaincantes.

Aucun article ne mesure réellement la régulation des bioagresseurs en estimant spécifiquement des réductions du taux de croissance des populations de bioagresseurs. Au mieux, les mesures réalisées concernent des taux de prédation ou de parasitisme et, la plupart du temps, des abondances ou des diversités d'ennemis naturels. La relation avec la régulation doit alors être présupposée sur la base de principes écologiques généraux. Mais sur ce point on manque à la fois d'attendus théoriques et de validations empiriques. En principe, on peut imaginer qu'un cortège d'ennemis plus divers arrive à exploiter de façon plus efficace le panel de proies disponibles, mais il a été montré que des interactions antagonistes au sein du cortège des ennemis naturels peuvent rendre caduque cette hypothèse (Letourneau *et al.*, 2009). Dans le contexte de la diversification de la mosaïque culturale en particulier, on s'attend à ce que les caractéristiques de configuration et de composition du paysage jouent différemment sur les différentes espèces de bioagresseurs et d'ennemis naturels, rendant difficile toute prédiction sur l'effet de la mosaïque culturale sur la régulation. Et d'ailleurs, Bertrand *et al.* (2016) montrent bien que de plus petites parcelles sont associées à des ennemis naturels plus abondants et plus divers, mais pas à un taux de prédation de pucerons plus important. Un autre exemple concerne les adventices. De nombreux articles les considèrent soit comme des bioagresseurs lorsque leurs abondances sont étudiées, soit comme des auxiliaires de la protection des plantes lorsque leurs diversités sont mesurées. Mais, dans les deux situations, ces études ne s'accompagnent pas de mesure du rendement ou de la santé des plantes cultivées d'intérêt.

La répartition des grandes familles de bioagresseurs étudiées dans le corpus ne reflète pas l'importance relative des enjeux phytosanitaires dont elles sont la cause. La très grande majorité des articles s'intéresse aux insectes,

surtout aériens, et aux adventices. Les agents pathogènes mais aussi les mammifères sont quant à eux les grands oubliés de ces travaux.

La modélisation mathématique offre une alternative pour pallier les difficultés de mise en œuvre des études observationnelles. Les nombreux travaux théoriques conduits dans la littérature écologique fournissent des hypothèses de travail sur les effets attendus de la gestion de la composition et de la configuration de la composante cultivée du paysage. Ces intuitions demandent toutefois à être déclinées, précisées et testées dans le contexte agricole. Or, à l'exception des questions relatives à la gestion durable des variétés résistantes aux maladies, très peu de modèles intègrent les spécificités des paysages agricoles. Par ailleurs, la modélisation n'est qu'une alternative partielle pour résoudre les difficultés à expérimenter dans les paysages. En effet, le cycle de développement des modèles, notamment ceux à vocation prédictive, intègre nécessairement une étape de confrontation aux données qui, comme nous venons de le voir, sont rares.

3.6.6.2. Sur les effets de l'hétérogénéité de composition et de configuration et leurs rayons d'action

Les effets de l'hétérogénéité de composition et de configuration de la végétation cultivée à l'échelle du paysage sont synthétisés dans les Tableaux 3-25 à 3-28.

Légende des Tableaux 3-25 à 3-28 :

- **Nature de l'effet de la modalité de diversification sur la régulation du bioagresseur concerné :**

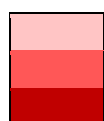


Consensus de la littérature en faveur d'un effet positif sur la régulation du bioagresseur.

Le niveau d'intensité du vert traduit le niveau de consensus de la littérature sur le sens positif de l'effet (+ le vert est foncé, + le consensus est fort)

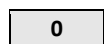


Absence de consensus de la littérature : effet ambigu



Consensus de la littérature en faveur d'un effet négatif sur la régulation du bioagresseur.

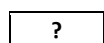
Le niveau d'intensité du rouge traduit le niveau de consensus de la littérature sur le sens négatif de l'effet (+ le rouge est foncé, + le consensus est fort)



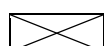
0 Pas d'effet significatif (des travaux existent mais ne mettent en évidence aucun/très peu d'effet)



Hypothèses théoriques sur l'existence d'un effet sur la régulation du bioagresseur mais pas de preuves

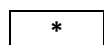


Information insuffisante pour conclure (y compris sur le plan théorique)

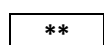


Cas de figure qui n'a pas lieu d'être investigué car il ne correspond à aucune réalité "physique"

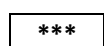
- **Niveau d'investigation de ces effets dans la littérature (recul scientifique) :**



***** littérature **rare/très peu abondante** (mais suffisamment robuste pour conclure)



****** littérature **relativement abondante** mais **pas (ou très peu) de travaux de synthèse/reviews**



******* littérature **abondante** incluant des **travaux de synthèse/reviews**

BIOAG : bioagresseur ; EN : ennemi naturel

Tableau 3-25. Synthèse des effets de la diminution de la **taille des parcelles** sur la régulation des bioagresseurs

			Adventices	Insectes aériens	Insectes telluriques	Maladies vectorisées	Maladies / pathogène aérien	Maladies / pathogène tellurique	Nématodes	Autres	Remarques
Métriques utilisées pour caractériser la régulation des BIOAG			diversité, densité, biomasse, pluie de graines et abondance	abondance, dégâts			/		/		
Effet majoritaire du mode de diversification sur la régulation des bioagresseurs			*	*	?		*		*	?	
			Varie selon les cultures et les traits de dispersion des adventices			Effets attendus peu clairs (effet à la fois sur BIOAG et leurs EN)			Effets attendus peu clairs (effet à la fois sur BIOAG et leurs EN)		
Habitat cultivé X BIOAG	Fragmentation de l'habitat du bioagresseur	Spatiale	* Effet attendu positif (fragmenter doit réguler)	* Effet attendu positif (fragmenter doit réguler)	* Effet attendu positif (fragmenter doit réguler)	* Effet attendu positif (fragmenter doit réguler)			* Effet attendu positif (fragmenter doit réguler)	?	Méconnaissance de l'effet de la taille de parcelle sur des communautés « plantes x BIOAG x EN » et plus complexes encore
		Temporelle									
	Hétérogénéité de la qualité de l'habitat du bioagresseur	Spatiale	* Effet attendu dépendant des capacités de dispersion et des degrés de spécialisation des espèces	* Effet attendu dépendant des capacités de dispersion et des degrés de spécialisation des espèces	* Effet attendu dépendant des degrés de spécialisation des espèces	* Effet attendu dépendant des capacités de dispersion et des degrés de spécialisation des espèces			* Effet attendu dépendant des degrés de spécialisation des espèces	?	
		Temporelle									
Plante cultivée X Plante cultivée	Mécanismes contribuant à augmenter les capacités de défense des plantes hôtes										
EN X Plantes	Émission de signaux par la plante agresseur perçus par les EN		*	*	?	*	?	?	?	?	En théorie : les effets attendus sont ambigus. Les prédateurs / parasites peuvent être les premiers à souffrir de la fragmentation (McArthur et Wilson). En pratique : Très peu d'articles mesurent simultanément prédation/parasitisme et abondance des BIOAG dans des gradients de taille de parcelle. On ne peut donc conclure sur les effets indirects de la taille de parcelle sur les BIOAG
	Présence de ressources pour les EN	quantité et qualité	Effet attendu ambigu : ↘ la taille de parcelle peut ↘ la ressource disponible pour les EN inféodés à la culture mais ↗ les bordures, qui sont souvent un refuge des EN	Effet attendu ambigu : ↘ la taille de parcelle peut ↘ la ressource disponible pour les EN inféodés à la culture mais ↗ les bordures, qui sont souvent un refuge des EN	?	Effet attendu ambigu : ↘ la taille de parcelle peut ↘ la ressource disponible pour les EN inféodés à la culture mais ↗ les bordures, qui sont souvent un refuge des EN	?	?	?	?	
		continuité temporelle			?		?	?	?	?	
BIOAG X BIOAG	Complémentarité des niches écologiques, structure et dynamique des réseaux d'interactions		?	?	?	?	?	?	?	?	Des travaux de théorie génériques (pas centrés sur un groupe particulier) sur effet de la quantité de ressources sur structure des communautés de consommateurs primaires et prédateurs ou sur réseaux trophiques présentent des effets très contexte-dépendants
EN X EN	Complémentarité des niches écologiques, structure et dynamique des réseaux d'interactions		?	?	?	?	?	?	?	?	
Champ d'application des résultats = contexte géographique/climatique, agronomique (cultures/types de cultures + pratiques) des résultats obtenus pour chaque catégorie de BIOAG			Europe, conventionnel avec degrés d'intensification variables. Betterave, Colza, Blé d'hiver, Maïs	Europe, AB versus conventionnel		Absence d'études empiriques			Absence d'études empiriques		

Mécanismes écologiques ↓

Tableau 3-26. Synthèse des effets de l'augmentation de la **distance d'isolement entre cultures de même nature** sur la régulation des bioagresseurs

↓ Mécanismes écologiques ↓

		Adventices	Insectes aériens	Insectes telluriques	Maladies vectorisées	Maladies / pathogène aérien	Maladies / pathogène tellurique	Nématodes	Autres	Remarques	
<i>Métriques utilisées pour caractériser la régulation des BIOAG</i>		<i>abondance de carabes</i>	<i>abondance, taux de prédation</i>	/	<i>abondance du vecteur</i>	/	/	/			
Effet majoritaire du mode de diversification sur la régulation des bioagresseurs		*	*	*	*	*	*	*	?	<i>NB : littérature théorique qui ne distingue pas les catégories de BIOAG</i>	
Habitat cultivé X BIOAG	Fragmentation de l'habitat du bioagresseur	Spatiale	*	*	*	*	*	*	*	?	
		Temporelle									
	Hétérogénéité de la qualité de l'habitat du bioagresseur	Spatiale	*	*	*	*	*	*	*	?	
		Temporelle									
Plante cultivée X Plante cultivée	Mécanismes contribuant à augmenter les capacités de défense des plantes hôtes										
EN X Plantes	Émission de signaux par la plante agressée perçus par les EN			?		?	?	?	?		
	Présence de ressources pour les EN	quantité et qualité	*	*	*	*	*	*	*	*	
		continuité temporelle									
BIOAG X BIOAG	<i>Complémentarité des niches écologiques, structure et dynamique des réseaux d'interactions</i>	?	?	?	?	?	?	?	?		
EN X EN	<i>Complémentarité des niches écologiques, structure et dynamique des réseaux d'interactions</i>	?	?	?	?	?	?	?	?		
Champ d'application des résultats = contexte géographique/climatique, agronomique (cultures/types de cultures + pratiques) des résultats obtenus pour chaque catégorie de BIOAG		<i>Un seul article = sur l'effet de la connectivité des habitats sur l'abondance de carabes EN d'adventices = Europe, agriculture conventionnelle</i>	<i>Deux articles sur abondances de BIOAG et un sur taux de prédation</i>	<i>Absence d'études empiriques</i>	<i>Un article sur une cicadelle vectrice</i>	<i>Absence d'études empiriques</i>	<i>Absence d'études empiriques</i>	<i>Absence d'études empiriques</i>	<i>Absence d'études empiriques</i>		

Tableau 3-27. Synthèse des effets de l'augmentation de la diversité des cultures dans l'assolement sur la régulation des bioagresseurs

			Adventices	Insectes aériens	Insectes telluriques	Maladies vectorisées	Maladies / patho. aérien	Maladies / patho. tellurique	Nématodes	Autres			Remarques	
<i>Métriques utilisées pour caractériser la régulation des BIOAG</i>			<i>abondance et diversité</i>	<i>abondance des populations ; dégâts due à l'herbivorie</i>		/	/	/	/	<i>abondance et diversité</i>	<i>activité et diversité</i>	<i>abondance et diversité</i>		
Effet majoritaire du mode de diversification sur la régulation des bioagresseurs			0*	*	?	*	*	?	?	araignées 0*	chauve-souris *	oiseaux *	<i>Pour les maladies vectées/aériennes, en absence d'agent pathogène pré-adapté et sans migration, la théorie suggère que la meilleure stratégie est de cultiver 100% de plantes portant une résistance qualitative (totale). L'effet attendu nul ou très faible pour les BIOAG à faible capacité de dispersion naturels (pathogènes telluriques/nématodes) est à moduler considérant la possibilité de transport humain de ces BIOAG (exemple : outil de travail du sol)</i>	
Mécanismes écologiques	Habitat cultivé X BIOAG	Fragmentation de l'habitat du bioagresseur	Spatiale										<i>Peu d'études observationnelles (cf. texte où elles sont décrites précisément) distinguent correctement de par leurs protocoles les effets de fragmentation spatiale de ceux de l'hétérogénéité spatiale de la qualité de l'habitat.</i>	
			Temporelle											
		Hétérogénéité de la qualité de l'habitat du bioagresseur	Spatiale	?	* Effet attendu positif	?	* Effet attendu positif	* Effet attendu positif	Effet attendu nul ou très faible du fait de la faible capacité de dispersion	Effet attendu nul ou très faible du fait de la faible capacité de dispersion	?	?		?
			Temporelle											
Plante cultivée X Plante cultivée	Mécanismes contribuant à augmenter les capacités de défense des plantes hôtes													
EN X Plantes	Émission de signaux par la plante agressée perçus par les EN		?	* Effet potentiellement hétérogène et contexte-dépendant sur les BIOAG (effet attendu globalement positif et possiblement faible sur les EN)	?	* Effet potentiellement hétérogène et contexte-dépendant sur les BIOAG (effet attendu globalement positif et possiblement faible sur les EN)	?	?	?	?	?	?	<i>La littérature permet seulement d'établir un lien théorique. Les études observationnelles ne détaillent pas les mécanismes impliqués</i>	
	Présence de ressources pour les EN	quantité et qualité	?		?		?	?	?	?	?	?		
		continuité temporelle	?		?		?	?	?	?	?	?		
BIOAG X BIOAG	Complémentarité des niches écologiques, structure et dynamique des réseaux d'interactions		?	?	?	?	?	?	?	?	?	?		
EN X EN	Complémentarité des niches écologiques, structure et dynamique des réseaux d'interactions		?	?	?	?	?	?	?	?	?	?		
Champ d'application des résultats <i>= contexte géographique/climatique, agronomique (cultures/types de cultures + pratiques) des résultats obtenus pour chaque catégorie de BIOAG</i>			Seulement deux études	<i>Prairie, céréales et colza en zone tempérée (Europe, US). Approche essentiellement corrélative qui ne permet pas de démontrer l'implication des mécanismes sous-jacents</i>		<i>Absence d'études empiriques</i>	<i>Absence d'études empiriques</i>	<i>Absence d'études empiriques</i>	<i>Absence d'études empiriques</i>			<i>Seulement quatre études</i>		

Tableau 3-28. Synthèse des effets de l'augmentation de la **part d'une culture donnée dans le paysage** sur la régulation des bioagresseurs

		Adventices	Insectes aériens	Insectes telluriques	Maladies vectorisées	Maladies / patho. aérien	Maladies / patho. tellurique	Nématodes	Autres	Remarques	
Métriques utilisées pour caractériser la régulation des BIOAG		?	abondance, plus rarement taux de parasitisme ou diversité *	?	abondance du vecteur *	/	/	/	abondance Rats taupiers *	Pour les maladies vectées/aériennes, en absence d'agent pathogène pré-adapté et sans migration, la théorie suggère que la meilleure stratégie est de cultiver 100% de plantes portant une résistance qualitative (totale). L'effet attendu nul ou très faible pour les BIOAG à faible capacité de dispersion naturels (pathogènes telluriques/nématodes) est à moduler considérant la possibilité de transport humain de ces BIOAG (exemple : outil de travail du sol)	
Effet majoritaire du mode de diversification sur la régulation des bioagresseurs					Effet attendu positif		Effet attendu nul ou très faible du fait de la faible capacité de dispersion	Effet attendu nul ou très faible du fait de la faible capacité de dispersion			
Mécanismes écologiques ↓	Habitat cultivé X BIOAG	Fragmentation de l'habitat du bioagresseur	Spatiale							Les travaux ne précisent en général pas (car ce n'est pas leurs clefs d'entrée) la nature de la partie "hors culture focale" du paysage. Il est donc souvent impossible de distinguer correctement les effets de fragmentation spatiale de ceux d'hétérogénéité spatiale de la qualité de l'habitat	
			Temporelle								
	Hétérogénéité de la qualité de l'habitat du bioagresseur	Spatiale	?	* Effet attendu positif	?	* Effet attendu positif	* Effet attendu positif	Effet attendu nul ou très faible du fait de la faible capacité de dispersion	?		?
		Temporelle									
Plante cultivée X Plante cultivée	Mécanismes contribuant à augmenter les capacités de défense des plantes hôtes										
EN X Plantes	Émission de signaux par la plante agressée perçus par les EN		?							La littérature permet seulement d'établir un lien théorique. Les études observationnelles ne détaillent pas les mécanismes impliqués	
		Présence de ressources pour les EN	quantité et qualité	*	Effet potentiellement hétérogène et contexte-dépendant sur les BIOAG (effet attendu globalement positif et possiblement faible sur les EN)	?	?	?	?		
		continuité temporelle	Effets sur l'abondance des carabes (mais qui ne renseignent pas nécessairement sur la régulation des adventices)		?	Effet potentiellement hétérogène et contexte-dépendant sur les BIOAG (effet attendu globalement positif et possiblement faible sur les EN)	?	?	?		?
BIOAG X BIOAG	Complémentarité des niches écologiques, structure et dynamique des réseaux d'interactions	?	?	?	?	?	?	?	?		
EN X EN	Complémentarité des niches écologiques, structure et dynamique des réseaux d'interactions	?	?	?	?	?	?	?	?		
Champ d'application des résultats = contexte géographique/climatique, agronomique (cultures/types de cultures + pratiques) des résultats obtenus pour chaque catégorie de BIOAG		Très peu de littérature. Effet déduits de travaux sur les insectes granivores	Prairie, céréales et colza en zone tempérée (Europe, USA). Approche essentiellement correlative qui ne permet pas de démontrer l'implication des mécanismes sous-jacents		Très peu de littérature ; deux études sur des vecteurs de Xylella fastidiosa	Absence d'études empiriques	Absence d'études empiriques	Absence d'études empiriques	Une seule étude, portant sur l'effet des prairies sur le rat taupier		

Les effets de l'**hétérogénéité configuration** sur les abondances des insectes phytophages (aériens, 3 études) ou vecteurs de maladies (1 étude) et leur dégâts (1 étude), tendent à être bénéfiques (3 études sur 4 pour les abondances, 1 étude unique sur les dégâts) ou nuls pour la régulation des bioagresseurs, et ce quelle que soit la composante testée, c'est-à-dire qu'il s'agisse d'une **réduction des tailles de parcelle**, d'une **augmentation de la densité de bordures** (Tableaux 3-20 et 3-25), ou d'un **isolement accru entre parcelles de même nature** (Tableaux 3-21 et 3-26). Pour ces bioagresseurs insectes, un seul effet contraire a été rapporté, dans l'étude de Martin *et al.* (2016), où les dégâts dus à l'herbivorie augmentaient avec la densité des bordures dans des paysages d'agriculture conventionnelle (avec un résultat inversé pour les paysages en agriculture biologique). De façon cohérente, l'hétérogénéité de configuration, qui n'est là mesurée qu'au travers de ses composantes de taille et nombre des parcelles et densité des bordures, tend à augmenter l'abondance, la diversité ou l'activité des ennemis naturels de bioagresseurs insectes (5 études sur 7). Pour les adventices, seules deux études documentent le lien entre hétérogénéité de configuration et des proxys directs de la régulation (densité, biomasse, pluie de graines et abondance) et leurs conclusions sont mitigées. Alignier *et al.* (2017) mesurent des effets bénéfiques des tailles de parcelles réduites sur colza de printemps, colza d'hiver et maïs mais aussi des effets adverses sur betterave en particulier en situation de culture intensive. Gaba *et al.* (2010) rapportent que l'abondance des adventices augmente dans des petites parcelles et dans des paysages avec de plus nombreuses parcelles.

Concernant l'**hétérogénéité de composition**, deux types d'approches sont utilisées dans la littérature. D'une part, les études mesurant directement la **diversité de composition de la mosaïque des cultures** (Tableaux 3-23 et 3-27) tendent à montrer que l'hétérogénéité de composition diminue les abondances et/ou les dégâts des insectes phytophages aériens (3 études sur 3) et n'affecte pas l'abondance des adventices (2 études sur 2). De façon cohérente, des effets bénéfiques de l'hétérogénéité de composition ont été rapportés sur l'abondance, la diversité ou l'activité de différents groupes d'ennemis naturels (carabes, chrysopes, syrphes, oiseaux, chauves-souris, dans 4 études sur 6). Seuls Martin *et al.* (2016) rapportent un effet négatif de la diversité de la sole cultivée sur l'abondance et la diversité d'insectes prédateurs, mais cette même étude montre en même temps un qu'une plus grande diversité de la sole cultivée entraîne une baisse des dégâts dus à l'herbivorie. D'autre part, l'interprétation des études reposant sur la **part d'une culture focale dans le paysage** est plus complexe (Tableaux 3-22 et 3-28). Elle oblige à supposer que diversifier revient nécessairement à réduire la part de la culture focale, ce qui peut ne pas être le cas : une culture peut devenir rare dans un paysage non diversifié, dominé par une autre culture. Ces études, toutes sur des insectes aériens sauf une portant sur des campagnols, montrent que la plus grande rareté d'une culture d'intérêt s'accompagne souvent d'une baisse des abondances des bioagresseurs (5 études sur 6). Cette baisse n'est toutefois pas systématiquement. Par exemple O'Rourke *et al.* (2011) signalent une baisse des abondances de chrysomèles mais pas des pyrales sur le maïs. De même, Santoiemma *et al.* (2019) montrent que l'abondance des cercopes des prés se réduit lorsque l'olivier est plus rare mais pas lorsque la vigne est plus rare. Ces effets variables entre espèces et groupes sont aussi rapportés pour les ennemis naturels, probablement en lien avec les traits d'histoire de vie et les niveaux de spécialisation de ces derniers.

Les travaux étudiant conjointement les effets des hétérogénéités de composition et de configuration suggèrent également que la force des effets de configuration est au moins égale à celle des effets de composition (voire la supplante). Mais ces études sont encore trop peu nombreuses pour pouvoir discuter des interactions entre ces deux catégories d'effets.

Il est impossible de conclure sur les distances auxquelles ces effets s'exercent. Théoriquement il est attendu qu'elles s'ordonnent selon les capacités de dispersion des espèces considérées. Dans une méta-analyse récente, Halliday et Rohr (2019) compilent 205 relations entre biodiversité (aussi bien animale que végétale) et maladies. Ils montrent que la circulation des maladies dépend de façon prépondérante de diversité des hôtes mesurée à une échelle locale et non à une échelle spatiale trop vaste.

3.6.6.3. Sur les besoins de recherche

Tout d'abord le corpus rassemblé ici montre de grandes disparités de couverture des grandes familles de bioagresseurs. Les insectes phytophages (généralement aériens) sont l'objet d'une majorité d'études. Les adventices sont également étudiées. Mais pour de nombreux groupes (agents pathogènes, nématodes, mammifères, et insectes telluriques), il n'existe pas de littérature permettant de discuter de l'effet de la structure de la mosaïque culturelle sur la régulation. Pour les maladies infectieuses, il est possible que ceci tienne plus à un certain prisme d'étude qu'à l'absence de données, car il existe des suivis de maladies dans la cadre de la

surveillance officielle, notamment pour les organismes de quarantaine. Pour autant, ces données officielles sont rarement directement exploitables pour combler ce vide de la littérature scientifique. Elles demandent au préalable à être rassemblées auprès de la constellation des acteurs de terrain puis agrégées dans des bases de données consolidées.

Concernant les deux groupes majoritairement étudiés (insectes et adventices), plusieurs publications font apparaître que les mécanismes sous-tendant l'effet de la mosaïque culturale sur la régulation sont encore mal compris et peu documentés. Par exemple, Bertrand *et al.* (2016) montrent que dans des paysages à plus petites parcelles, les araignées sont plus diverses et plus abondantes, et les carabes sont plus divers (mais pas plus abondants). Parallèlement, ils ne trouvent pas d'effet de la taille de parcelle sur les taux de prédation des pucerons. Cette variabilité des réponses à la mosaïque culturale entre groupes fonctionnels/taxonomiques et ce manque de cohérence entre proxys de la régulation des bioagresseurs ne sont pas inattendus. On s'attend en effet à ce que la mosaïque culturale affecte les espèces selon leurs histoires de vie et leur niveau de spécialisation. Et on s'attend à ce que du coup, la mosaïque culturale affecte de façon complexe les relations entre bioagresseurs et ennemis naturels. Mais à ce stade, les études disponibles ne permettent pas d'aller au-delà de ce constat de complexité. Des recherches complémentaires sont donc probablement nécessaires sur la manière dont la structure des paysages agricoles affecte les réseaux d'interactions entre espèces et donc le contrôle biologique. Ceci passe sans doute par :

- des études expérimentales et/ou observationnelles ciblées sur des bioagresseurs modèles,
- des efforts de modélisation théorique appliquée au contexte de la mosaïque culturale,
- le renforcement de bases de données de traits d'histoire de vie, de gamme d'hôtes, et d'antagonistes des bioagresseurs et de leurs ennemis naturels.

De vastes suivis observationnels, seuls à même de générer des données pour étudier les effets de l'hétérogénéité spatiale des cultures sur la protection des plantes, sont fondamentaux. Ils passent par des soutiens de long-terme à la mise en place d'observatoires à grande échelle et de territoires expérimentaux (comme par exemple, les zones ateliers en France). Seules des études conduites dans des dispositifs spatiaux emboîtés (régions / paysage / parcelle) sur du moyen ou long terme sont à même de démêler l'écheveau de la multiplicité des facteurs confondants opérant à ces échelles, et d'aborder des questions telles que les interactions entre les effets de configuration et de composition et leurs dynamiques. En relation avec les points précédents, encourager des spécialistes de différents groupes de bioagresseurs à s'emparer des outils existants permettrait de combler les manques de connaissances sur certains taxons, tout en renforçant celles acquises sur d'autres.

Peu d'études portant sur la dynamique évolutive des interactions plantes-bioagresseurs en lien avec la structure de la mosaïque agricole ont été identifiées. A contrario, ces études sont nombreuses dans les écosystèmes naturels (ex : Jousimo *et al.*, 2014). Or, étant donné la complexité de mise en place d'un mode de diversification à l'échelle des paysages, il est crucial de travailler sur la durabilité de cette stratégie. Il faut être capable de définir des stratégies d'agencement des cultures qui résistent aux capacités d'adaptation des bioagresseurs (« evolution-proof management strategies »). Les études abordant les questions d'évolution des populations de bioagresseurs face à la mosaïque agricole traitent généralement des agents pathogènes (Tableau 3-24 ; Rimbaud *et al.*, 2021). Leur focus est d'optimiser le déploiement des résistances variétales, généralement des résistances complètes, en évitant autant que possible l'émergence ou la montée en puissance de variants problématiques. Les travaux théoriques traitant de cette question sont assez génériques pour s'appliquer à d'autres organismes, mais ils n'intègrent généralement pas la composante « ennemis naturels », très importante pour les adventices et les insectes. Clairement des recherches dans ce domaine devraient être soutenues.

3.7. Effets de la diversité (composition et configuration) de la végétation semi-naturelle dans le paysage

Coordinateurs et principaux auteurs : Audrey Alignier, Jean-Philippe Deguine, Nicolas Gross

Co-auteurs : Philippe Jeanneret, Adrien Rusch, Frédéric Suffert

Experts ayant participé à la constitution du corpus bibliographique : Audrey Alignier, Bastien Castagneyrol, Jean-Philippe Deguine, Frédéric Fabre, Nicolas Gross, Manuel Plantegenest, Adrien Rusch, Frédéric Suffert

La végétation semi-naturelle, désignée ci-après « éléments semi-naturels » (ESN), est le plus souvent composée d'espèces bisannuelles, pluriannuelles ou pérennes. Les éléments semi-naturels incluent toutes les formes de végétation spontanée (ou initialement semée mais évoluant ensuite librement) située à l'intérieur de la parcelle, sur son pourtour et à l'extérieur de l'exploitation, qui contribuent à la diversité de la part non cultivée du paysage. La plupart ne reçoit aucun traitement phytosanitaire ni aucune fertilisation (chimique ou organique). Certains ESN sont des éléments végétaux ponctuels (arbres isolés, éléments linéaires), d'autres ont une emprise surfacique plus importante (par exemple les surfaces toujours en herbe). Les éléments semi-naturels englobent donc une très grande diversité de types de végétation, dont la plupart sont désignés comme « infrastructures agro-écologiques » (IAE³²) par les politiques publiques :

- toutes les formes de végétation plus ou moins spontanée située **en pourtour de parcelle** : les **haies** (éléments semi-naturels les plus emblématiques de paysages agricoles bocagers, et qui regroupent une diversité de linéaires de ligneux)³³, mais aussi les **bordures non productives boisées ou herbacées** qui se distinguent de la parcelle de terre arable à laquelle elles sont adjacentes³⁴ (par exemple bande tampon) et les fossés ;
- tous les autres éléments situés à l'intérieur ou à l'extérieur de l'exploitation agricole, composées majoritairement de végétation spontanée (herbacée ou ligneuse) : les **arbres isolés**³⁵ (que l'on peut notamment trouver au sein des parcelles), les **jachères**³⁶, les **bosquets d'arbres**, les **lisières de forêt** et les **surfaces toujours en herbe**.

³² Dans leur acception politique, les IAE incluent des éléments non végétaux (mares, murs traditionnels), non considérés dans cette synthèse focalisée sur la diversification végétale. Ils incluent également les cultures fixatrices d'azote et les cultures dérobées. Les premières sont considérées dans l'ESCo au titre de la diversification des rotations car essentiellement implantées durant la période d'interculture. Les deuxièmes désignent le fait de semer une seconde culture de rente au moment de la récolte de la première mais dans la même saison culturale³² : selon la durée pendant laquelle les deux cultures co-existent, les cultures dérobées sont considérées dans l'ESCo soit comme une modalité de diversification interspécifique du couvert de la parcelle (culture dite « relais »), soit comme une modalité de diversifier la rotation (culture intermédiaire).

³³ Une haie est définie dans la Politique agricole commune comme une unité linéaire de végétation ligneuse, d'une largeur inférieure ou égale à vingt mètres, incluant des arbustes et/ou des arbres et autres ligneux (ronces, genêts, ajoncs, etc.).

³⁴ Les bandes enherbées ou fleuries implantées par l'agriculteur à l'intérieur des parcelles, pour partie composées de végétation spontanée, sont considérées dans l'ESCo comme des plantes de service contribuant à la diversité interspécifique du couvert cultivé (cf. *supra*).

³⁵ Essences forestières seules, disséminées ou regroupées en bouquets de surface inférieure à 5 ares. Les alignements d'arbres situés au sein des parcelles relèvent essentiellement des systèmes agroforestiers, assimilés par la Politique agricole commune à des IAE, mais considérés dans l'ESCo en tant que forme de diversification interspécifique de la végétation cultivée (cf. *supra*).

³⁶ Les jachères sont définies dans la Politique agricole commune comme des surfaces agricoles ne faisant l'objet d'aucune utilisation ni valorisation pendant une période de six mois.

3.7.1. Constitution et description du corpus bibliographique

3.7.1.1. Littérature consultée

Les interrogations du Web of Science à l'aide de requêtes bibliographiques spécifiques (voir Annexe du présent chapitre) ont collecté 1 039 références. Nous avons évalué la pertinence de ces références sur la base des titres et résumés. Parmi celles-ci, 275 références ont été considérées comme pertinentes. Ont été exclues de notre sélection les publications qui n'ont pas trait au milieu agricole (c'est-à-dire centrées sur les milieux naturels et forestiers, voire urbains) ou pour lesquelles la régulation biologique n'est pas l'objet d'étude mais représente un élément de contexte ou de perspective. Ont également été exclues de notre sélection les publications hors sujet (c'est-à-dire centrées sur la conservation de la biodiversité, la gestion des éléments semi-naturels, la comparaison entre deux milieux sans étude de leurs interactions avec les ennemis naturels, etc.), redondantes avec d'autres publications, supplantées par des articles plus récents, ou sans résultat clair.

A ces 275 références se sont ajoutées 183 articles collectés par les requêtes spécifiques à d'autres modes de diversification, mais jugées par les experts chargés de ces modes comme potentiellement pertinentes pour traiter des liens entre éléments semi-naturels et régulation des bioagresseurs.

Après lecture approfondie de ces articles, 129 références ont finalement été retenues pour étayer l'analyse présentée ci-après. Nous y avons ajouté, selon notre expertise, 27 publications pertinentes, absentes des listes obtenues par les interrogations du WoS.

Finalement 156 références sont citées dans la présente section, dont 31 travaux de synthèse (revues bibliographiques, méta-analyses ou essais multi-sites). La grande majorité de ces publications a moins de 20 ans.

3.7.1.2. Périmètre couvert par le corpus

Questions traitées, approches et méthodes suivies

Les synthèses analysées portent majoritairement sur :

- (i) l'effet de l'hétérogénéité des paysages³⁷ (principalement en termes de composition) liée à la présence d'éléments semi-naturels (ESN) sur la diversité et l'abondance des ennemis naturels (EN), plus rarement sur la régulation naturelle des bioagresseurs dans les cultures ;
- (ii) l'effet des ESN sur les EN et les bioagresseurs dans les cultures adjacentes.

Si certaines publications s'intéressent à l'effet des ESN dans leur ensemble (proportion d'ESN dans le paysage), d'autres papiers distinguent différents types d'ESN (ex. bois, forêts, prairies, haies) et leurs effets sur les EN et sur la régulation des bioagresseurs. Ces publications s'appuient majoritairement sur des données observationnelles et des collectes d'insectes.

Une partie importante des cas d'étude traite de l'effet de la quantité d'ESN dans le paysage (souvent qualifiée d'hétérogénéité du paysage) sur la diversité et l'abondance des EN. Elle étudie les ESN par une approche comparative, en gradient, considérant une gamme de paysages. Rares sont les études traitant de l'isolement ou de la connectivité (hétérogénéité de configuration) du paysage. Les métriques paysagères considérées dans les études sont principalement la proportion des cultures dans le paysage, ou la proportion d'ESN dans le paysage, plus rarement la taille des parcelles. Au-delà de ces deux principales variables, négativement corrélées entre elles, d'autres variables paysagères existent, mais elles sont minoritaires et relèvent davantage de cas particuliers. De ce fait, elles ne sont pas considérées dans cette synthèse.

Une partie significative des cas d'études (de l'ordre d'un tiers) procède par comparaison entre types d'habitats : les études comparent par exemple les abondances d'insectes (ennemis naturels ou bioagresseurs) dans les

³⁷ L'hétérogénéité des paysages est décrite au moyen de ses 2 composantes : la composition (c'est-à-dire la nature, la quantité et la diversité des éléments qui composent le paysage) et la configuration (c'est-à-dire l'agencement spatial de ces éléments).

habitats cultivés et non cultivés. Parfois, des auteurs distinguent les types d'ESN entre eux (bois, prairies, haies...). Certains articles considèrent aussi la diversité des adventices, de manière positive, comme une infrastructure verte (ou « green infrastructure »). Ainsi, les adventices contribueraient à la diversification intra-, voire inter-parcellaire et sont à ce titre discutées dans d'autres sections de ce chapitre (3.2 à 3.5).

Un cinquième des études traite de l'effet de la présence d'ESN directement adjacents à la culture (en particulier les bordures de champs ou les bandes fleuries, mais aussi les bandes enherbées ou les haies) sur la biocénose dans les cultures ; le plus souvent, ces études considèrent également l'effet de la distance à cet élément sur la biocénose des cultures (ce qui rejoint les aspects développés dans la section 3.4).

Moins de 10% des études tiennent compte de la composition (spécifique, fonctionnelle) des ESN. Quelques études combinent les approches, en traitant à la fois de la proportion d'ESN dans le paysage et de leur composition.

Enfin, peu d'études s'intéressent au contrôle biologique en tant que tel, c'est-à-dire à l'effet direct de l'hétérogénéité du paysage et/ou des ESN sur la régulation. L'effet est très majoritairement étudié indirectement, c'est-à-dire au travers de l'effet sur la diversité et/ou l'abondance des ennemis naturels ou des bioagresseurs. Très peu d'études portent sur les rendements et la cascade d'effets entre hétérogénéité du paysage, régulation biologique et rendements. Des méta-analyses récentes considèrent toutefois explicitement cette cascade d'effets. Enfin, la plupart des études sont des études de cas avec des niveaux de répétition souvent faibles (< 20 paysages), voire très faibles (< 10 paysages). Ceci donne clairement plus d'importance aux contextes locaux dans les résultats observés.

Typologie des ESN étudiés

Dans la plupart des synthèses bibliographiques, tous les types d'ESN sont regroupés sous une même variable (par exemple proportion d'habitats naturels, Chaplin-Kramer *et al.*, 2011), voire agrégés dans un indicateur plus général encore de simplification du paysage (par exemple « aggregate natural habitat category » dans Karp *et al.*, 2018 ; « landscape simplification » dans Dainese *et al.*, 2019). Une seule synthèse considère explicitement les effets de l'agrégation ou non des composantes du paysage sur la compréhension des relations entre structure du paysage et contrôle biologique des bioagresseurs (Ratsimba *et al.*, 2022). Dans la littérature analysée, les ESN concernés sont principalement les bois, les prairies, les jachères, les bandes ligneuses ou herbacées. Certaines études sont ciblées sur des ESN particuliers comme, par exemple, les haies (e.g. Montgomery *et al.*, 2020), bords de champs (e.g. Marshall et Moonen, 2002), clôtures végétales (ou « fencerows »³⁸, e.g. Morantes-Tolosa et Renjifo, 2018), prairies (e.g. Nagy *et al.*, 2020 ; Le Provost *et al.*, 2020 ; Badenhausser *et al.*, 2020 ; Perrot *et al.*, 2021).

De même, dans les cas d'études, la distinction entre les types d'ESN n'est pas systématiquement faite et les ESN sont souvent considérés dans leur ensemble à l'échelle paysagère. Inversement, lorsque que l'effet des ESN est abordé plus « localement » (c'est-à-dire à l'échelle de l'habitat), le type d'ESN est quasi-systématiquement précisé. A l'échelle du paysage, les ESN les plus étudiés sont les éléments boisés et les prairies. A l'échelle plus locale, les ESN les plus étudiés sont les bords de parcelles.

Les cas d'études analysés abordent différents effets, principalement sur les EN (abondance, richesse, mouvements), secondairement sur les bioagresseurs ou sur le contrôle biologique comme : l'effet de la proportion des cultures dans le paysage (ou, à l'inverse, la proportion d'ESN considérés dans leur ensemble), l'effet de la proportion de forêt dans le paysage, l'effet des bords de champs et des bandes enherbées (présence et proportion), l'effet des haies, ou simplement de la présence d'ESN adjacents aux cultures. Plus rarement, les études se focalisent sur l'effet de la composition spécifique, voire fonctionnelle, de l'âge et de la pérennité des habitats. Certains auteurs étudient également l'impact des ESN sur d'autres services écosystémiques (pollinisation par exemple) et le rendement (questions abordées dans le Chapitre 5 de cette ESCo).

Typologie des ennemis naturels et des bioagresseurs étudiés

La plupart des synthèses analysées se focalise sur les ennemis naturels (EN). Généralement, les ESN abritent des populations importantes d'EN, qu'on retrouve aussi en plus grand nombre dans les cultures adjacentes (e.g. Bianchi *et al.*, 2006 ; Chaplin-Kramer *et al.*, 2011). Les variables mesurées sont le plus souvent l'abondance et la

³⁸ Végétation non cultivée qui pousse sous et/ou autour d'une clôture.

richesse spécifique, et les principaux taxons étudiés sont les arthropodes prédateurs (souvent généralistes comme les carabes ou les araignées) ou les parasitoïdes (notamment de pucerons).

Les bioagresseurs étudiés dans ces travaux sont principalement des insectes (pucerons, larves de lépidoptères ou de diptères par exemple) et plus rarement des pathogènes et des adventices. Les effets des ESN sur les bioagresseurs (en termes d'abondance et de richesse spécifique) sont moins souvent quantifiés que pour les EN.

De la même façon, peu de synthèses abordent l'effet direct des ESN sur le contrôle biologique des ravageurs.

Les études de cas confirment ces tendances générales :

- la plupart des articles se focalise sur les ennemis naturels. Les variables mesurées sont le plus souvent l'abondance et la richesse spécifique ;
- les ennemis naturels étudiés sont surtout des insectes (et dans une moindre mesure les araignées).
- les bioagresseurs étudiés sont très majoritairement des insectes (pucerons, larves de diptères ou de lépidoptères).
- aucune étude du corpus ne porte sur les acariens ou sur les bactéries. Peu d'études portent sur les adventices, les autres pathogènes et les mollusques. Une seule porte sur les nématodes (Yan *et al.*, 2016).

Typologie géographique et systèmes de cultures étudiés

Les synthèses concernent le plus souvent les cultures en milieu tempéré, en Europe et à un degré moindre en Amérique du Nord. Il existe néanmoins des études en milieu tropical, en Afrique (Mailafiya, 2015) ou en Australie (Gagic *et al.*, 2018). Certaines synthèses couvrent plusieurs régions du monde (Boesing *et al.*, 2017 ; Morantes-Tolosa et Renjifo, 2018 ; Karp *et al.*, 2018 ; Dainese *et al.*, 2019). Les cas d'études présentent les mêmes tendances géographiques : ils sont surtout conduits en milieu tempéré, très majoritairement en Europe, et dans une moindre mesure en Amérique du Nord. On trouve aussi quelques études tropicales en Afrique du Sud, Australie, Asie, Amérique du Sud.

Les systèmes de culture majoritairement étudiés sont les céréales (blé, maïs) et les cultures fruitières (pommier, poirier, cerisier) en milieu tempéré. En milieu tropical, les quelques études concernent également les céréales (par exemple riz), les cultures fruitières (par exemple macadamia), des cultures pérennes (par exemple palmier à huile, caféier, cacaoyer), des cultures légumières (par exemple pois, haricot), d'autres cultures annuelles (par exemple cotonnier). La vigne fait également l'objet de différentes études, en milieu méditerranéen, en Afrique du Sud ou aux Etats-Unis.

3.7.2. Hypothèse générale et principales tendances observées

L'hypothèse générale est que l'hétérogénéité du paysage associée aux ESN favorise la régulation biologique. En conséquence, pour traiter cette hypothèse, nous avons organisé notre travail d'analyse autour des effets directs, (c'est-à-dire l'effet du paysage sur la régulation des bioagresseurs) et des effets indirects du paysage (c'est-à-dire l'effet du paysage sur les populations d'EN et de bioagresseurs).

De manière générale, nous observons que les effets des ESN sont plus clairement établis sur les EN que sur les bioagresseurs. Il en est de même pour l'amplitude de ces effets, plus élevée sur les EN que sur les bioagresseurs. L'abondance accrue des populations d'EN dans les ESN, comparativement au système de culture étudié, est clairement montrée dans la plupart des situations, même si elle n'est pas toujours quantifiée. Il y a beaucoup moins d'études portant sur l'effet des ESN sur les cultures adjacentes et notamment sur la distance au-delà de laquelle l'effet des ESN sur les cultures n'est plus observable. Par ailleurs, il faut souligner que parmi les EN étudiés, ce sont surtout des taxons relativement bien connus et faciles à observer (comme les carabes ou les araignées) qui sont pris en compte. Les études multi-taxons sont encore relativement rares, même si elles prennent plus d'importance ces dernières années.

La relation entre les ESN et les bioagresseurs est moins claire. On peut trouver des résultats contradictoires : parfois l'effet est positif, parfois il est négatif, parfois il n'y a pas d'effet montré. Sans être exhaustives, les raisons de ce constat comprennent notamment l'hétérogénéité des méthodologies utilisées, la variabilité des taxons étudiés, la diversité des échelles considérées ainsi que l'absence de gradients paysagers dans certaines études de cas.

Enfin, l'effet des ESN sur la régulation naturelle des bioagresseurs est souvent citée, de manière théorique, ou rappelée de manière empirique, mais rarement démontrée, et encore plus rarement quantifiée.

Dans ce qui suit, nous présentons les résultats détaillés issus de la littérature, des effets directs et indirects des ESN sur les régulations biologiques des bioagresseurs. Nous distinguons en premier lieu les effets directs des ESN sur les bioagresseurs, avant de nous intéresser aux effets directs des ESN sur les EN (qui peuvent être considérés comme des effets indirects des ESN sur les bioagresseurs). Enfin, nous traitons des effets directs des ESN sur les régulations naturelles des bioagresseurs des cultures.

3.7.3. Effet des éléments semi-naturels sur les bioagresseurs

Les cas d'études concernant l'effet des ESN sur les bioagresseurs sont bien moins nombreux que ceux concernant l'effet des ESN sur les EN. Ils montrent que si les ESN peuvent avoir un effet sur l'activité des insectes ravageurs, des adventices et des pathogènes, cet effet peut être positif ou négatif, et il est généralement de moindre ampleur que pour les EN.

Il est important de retenir que, dans la plupart des études, les gradients d'ESN ne sont pas pris en compte (au profit d'une analyse comparative des niveaux de populations de bioagresseurs entre parcelle focale et ESN) : il est donc difficile de conclure si la quantité d'ESN dans le paysage augmente ou, au contraire, limite la présence des bioagresseurs dans les cultures. Par ailleurs, de manière générale, les ESN tendent à augmenter la diversité taxonomique des insectes ravageurs et des adventices, mais limitent l'émergence de taxons nouveaux, invasifs ou émergents.

3.7.3.1. Effet sur les insectes ravageurs des cultures

Une partie minoritaire des études montrent que, selon leur type et le contexte géographique, la présence des ESN dans le paysage se traduit par des populations réduites de ravageurs dans les cultures. Aux Etats-Unis, Banks (2000) montre que des bords de parcelles très enherbés réduisent les populations de pucerons (*Myzus persicae*) dans les champs de brocoli. Zumoffen *et al.* (2012) confirment quant à eux que l'abondance des pucerons dans les champs de luzerne en Argentine, est plus élevée quand la proportion de végétation naturelle aux abords est faible. Ce résultat s'expliquerait par le fait que, dans les paysages plus ouverts, les pucerons n'ont pas d'obstacles physiques à leurs déplacements aériens.

Comme pour les pucerons, Ardanuy *et al.* (2018) montrent que les populations de cicadelles dans les parcelles de céréales en Espagne, sont réduites lorsque ces parcelles sont situées dans des paysages contenant beaucoup d'ESN. De même, la disponibilité d'habitats boisés semi-naturels dans le paysage (haies, restes d'arbres et parcelles de forêt) réduit l'abondance des arthropodes ravageurs des pommiers dans ce même pays (Garcia *et al.*, 2018). En France, Ricci *et al.* (2011) montrent que le nombre de larves de carpocapses diminue dans les vergers de pommiers entourés de haies. Les auteurs avancent deux hypothèses : d'une part que les haies influencent directement le comportement des bioagresseurs (l'ombrage affecterait la rapidité du développement larvaire, voir également section 3.2 sur l'agroforesterie) mais aussi indirectement en favorisant les complexes de prédateurs et de parasitoïdes.

En revanche, dans la majorité des cas d'études, l'effet des ESN sur les bioagresseurs n'est pas clair. En effet, d'après la littérature, les ESN peuvent réduire les impacts des populations de bioagresseurs, les augmenter ou ne pas avoir d'effet. Un cas d'étude récurrent est celui du ravageur invasif, la mouche *Drosophila suzukii*. En Italie, les zones semi-naturelles peuvent faciliter la dynamique des populations de *D. suzukii* en fournissant des ressources (hôtes) alternatives, des sites d'hivernation et des zones de refuge pendant les périodes froides, chaudes ou sèches, ou lorsque les cultures sont traitées avec des insecticides (Cahenzli *et al.*, 2018 ; Santoiemma *et al.*, 2018). Par exemple, les forêts et leurs lisières abritent de nombreux hôtes sauvages et offrent des conditions microclimatiques appropriées, ce qui favorise l'abondance de *D. suzukii*. Tonina *et al.* (2018) montrent que l'activité-densité de *D. suzukii* dans les vergers de cerisiers diminue fortement avec la distance à la lisière de la forêt. Lorsque les cerises ne sont pas mûres (et propices aux pontes), *D. suzukii* reste plus près de la lisière de la forêt et à des hauteurs (distance par rapport au sol) faibles. Lorsque les cerises sont mûres, *D. suzukii* colonise les vergers à la fois horizontalement et verticalement.

Dans d'autres contextes, aux Etats-Unis, Aigner *et al.* (2017) montrent que les bordures de champ, notamment boisées, sont des sources d'infestation des punaises diaboliques (*Halyomorpha halys*) vers les champs de soja, en particulier dans les 15 mètres périphériques, et ils recommandent une attention particulière à la gestion (chimique) de ces éléments semi-naturels. Dans des vergers de pommes à cidre en France, Albert *et al.* (2017) montrent que les haies augmentent les niveaux d'infestation par le puceron rose. En affectant le vent et les turbulences, les haies modifieraient le comportement de vol des pucerons et conduiraient à leur accumulation au sein de ses éléments, qui déborderaient ensuite sur les vergers voisins. Alternativement, les auteurs suggèrent que la proximité aux haies serait susceptible d'affecter les réseaux d'interactions et augmenterait la prédation intra-gilde des ennemis naturels. En Australie, Soti *et al.* (2018) montrent par la télédétection à très haute résolution, l'importance des arbres dans l'apparition des dégâts du ravageur n°1 de la canne à sucre, le coléoptère *Dermolepida albobirtum* (Scarabaeidae). De même, Rodriguez-Saona *et al.* (2018) signalent que la proximité des habitats forestiers affecte positivement la présence de la mouche du bleuet, *Rhagoletis mendax* (Tephritidae) dans les parcelles de myrtilles. Les bords de parcelles riches en adventices hôtes de mirides ravageurs augmentent leur activité dans les champs de riz au Japon (Yasuda *et al.*, 2011). A l'opposé, dans une étude récente à l'échelle des vignobles espagnols (Paredes *et al.*, 2020), la diminution des ESN observée dans les régions viticoles sur plus de 10 ans a considérablement augmenté les niveaux d'infestation des vignes par la tordeuse (*Eudemis*) de la vigne, parallèlement à une augmentation par un facteur deux de l'usage des produits phytosanitaires.

L'ensemble de ces exemples montre que les ESN peuvent induire des populations accrues de bioagresseurs, toutefois les effets sont assez variables et peu prédictibles. Ils montrent aussi que ces effets peuvent opérer directement en affectant le comportement ou le cycle de vie des bioagresseurs ou indirectement *via* des effets sur les EN.

3.7.3.2. Effet sur les bioagresseurs autres que les insectes ravageurs

Les bioagresseurs autres que les insectes ravageurs ont été regroupés dans ce même paragraphe, car ils ne concernent qu'une faible partie des études consacrées aux effets des ESN sur les bioagresseurs.

Il existe peu d'études sur les pathogènes, mais de récentes études semblent montrer que les ESN ont un rôle significatif, positif ou négatif, sur ces bioagresseurs. En hébergeant des espèces végétales sources (i) d'inoculum ou jouant un rôle dans le cycle de certaines maladies des cultures, et (ii) d'insectes vecteurs de certaines maladies (virales), les ESN ont tendance à favoriser les agents phytopathogènes. Inversement, en hébergeant des espèces végétales sources (i) d'organismes hyperparasites / agents naturels de biocontrôle d'agents phytopathogènes, et (ii) des prédateurs des insectes vecteurs de certaines maladies (virales), des effets épidémiologiques positifs dans la régulation de certaines maladies peuvent être observés (Falk *et al.*, 1995). Néanmoins, si des mécanismes sont identifiés dans la littérature, la quantification de leurs effets est limitée. Un autre facteur important à prendre en compte est la présence d'hôtes alternants³⁹ pour les pathogènes. Le rôle des hôtes alternants dans l'épidémiologie des maladies et dans l'évolution des populations d'agents pathogènes varie d'une espèce pathogène à une autre en raison de leur biologie différente, et d'une région à une autre en raison de conditions climatiques et culturelles différentes. On peut mentionner le cas emblématique de *Berberis* spp., hôte alternant de *Puccinia graminis* spp. (rouille noire du blé et de plusieurs autres graminées cultivées) et de *P. striiformis* f. sp. *tritici* (rouille jaune du blé) dont l'éradication dans le passé (aux Etats-Unis et en Europe) a significativement contribué à limiter l'impact des épidémies, avant que ne soient améliorées la résistance des variétés cultivées et l'efficacité des fongicides utilisés (Peterson, 2001).

Par ailleurs, Johnson et Haddad (2011) montrent par modélisation, (i) que les corridors écologiques ne facilitent pas le mouvement des agents pathogènes de la brûlure des feuilles du maïs dispersés par le vent, (ii) que la connectivité des parcelles n'augmente pas les niveaux de maladies fongiques foliaires des plantes, et (iii) que les effets de bordure (les effets sont d'autant plus élevés que la distance est faible) sont les principaux moteurs de la dynamique des maladies végétales. Mueller *et al.* (2012), en analysant la composition végétale des bordures

³⁹ Un "hôte alternant" est une seconde espèce hôte (autre que l'hôte "principal", généralement l'espèce cultivée) qu'un champignon pathogène doit infecter pour réaliser son cycle de reproduction complet. Il y réalise la phase "sexuée", qui a des conséquences en terme de génétique des populations et dynamiques adaptatives. L'hôte alternant peut-être "facultatif", ou "obligatoire" si le passage de la maladie est indispensable pour que celle-ci se perpétue localement en l'absence de l'hôte principal.

de 14 champs de haricots aux Etats-Unis, montrent que ces éléments semi-naturels hébergent des plantes hôtes de différents virus (Alfalfa mosaic virus and Cucumber mosaic virus). Néanmoins, il faut souligner que, même si les bordures de champs ont un rôle important en tant que sources d'inoculum de virus, la propagation dans les cultures de haricots adjacentes reste faible. Au Brésil, Rapussi *et al.* (2012) révèlent que les foyers de phytoplasme du chou-fleur se concentrent en bordure des parcelles, indiquant que la maladie est introduite dans les champs à partir des bordures. Ainsi, pour la protection contre certaines maladies, il apparaît nécessaire de tenir compte de la diversité des plantes non cultivées, à l'intérieur et à l'extérieur des parcelles, tout en analysant au cas par cas leurs possibles bénéfices sur les épidémies, les dommages potentiels liés à la perte de biodiversité et les éventuels effets régulateurs connexes.

Concernant les adventices, les études sont rares. Elles laissent entendre que les ESN ont tendance à augmenter la diversité des adventices des cultures (Gabriel *et al.*, 2005 ; Gaba *et al.*, 2010; Petit *et al.*, 2013 ; Sirami *et al.*, 2019 ; Alignier *et al.*, 2020). Les ESN serviraient à la fois de refuges et de sources de dispersion. De manière originale, Adeux *et al.* (2019) montrent qu'une plus forte diversité d'adventices dans les champs diminue les effets néfastes de certaines adventices très compétitives sur les rendements des cultures. En France, Alignier et Petit (2012) montrent que la richesse en adventices dans les parcelles diminue avec la distance aux bords des parcelles. Dans ce même pays, Cordeau *et al.* (2012) montrent que si les bandes enherbées semées ne diminuent pas la diversité des adventices dans les champs adjacents, l'occurrence des adventices y est toutefois réduite. En Angleterre, MacDonald *et al.* (2012) montrent que la présence de jachère dans un champ n'augmente pas la charge d'adventices dans les cultures de céréales et colza.

Enfin, dans l'est de la France, la présence de parcelles boisées dans les zones de prairies entraîne des densités plus faibles de campagnols nuisibles (Delattre *et al.*, 2009).

3.7.4. Effet des éléments semi-naturels sur les ennemis naturels

3.7.4.1. Tendances générales

Les éléments semi-naturels (ESN) jouent un rôle-clé pour les communautés d'EN des arthropodes dans les paysages agricoles (Holland *et al.*, 2016). De manière globale et qualitative, la relation positive entre le degré de complexité du paysage et les communautés d'EN est assez bien établie. Cependant, le rôle respectif de chaque type d'habitats semi-naturels dans le paysage façonnant les communautés d'ennemis naturels (et donc leur rôle potentiel dans la régulation des ravageurs) reste peu étudié (Sarhou *et al.*, 2014). Une approche fonctionnelle, mobilisant explicitement des descripteurs de niveau de ressources pour chaque type d'ESN, est trop rarement employée dans la littérature scientifique. Un rare exemple est l'étude de Vialatte *et al.* (2017). En mesurant un indice de fourniture de pollen pour les syrphes aphidiphages, les auteurs ont estimé l'importance relative de différents ESN (haies, lisières de forêt, prairies, bandes enherbées) pour ces ennemis naturels de pucerons (les femelles syrphes consomment des pollens pour la maturation de leurs œufs). Ils ont montré les effets particulièrement positifs des bandes enherbées pour la régulation naturelle des pucerons (mesurée en termes de diminution significative d'abondance) dans des parcelles de céréales à paille d'hiver, en France.

Les ESN offrent aux EN des ressources alimentaires supplémentaires (proies, hôtes, nectar, pollen), des abris avec des microclimats souvent parfois plus favorables que les cultures, des lieux de nidification et des sites d'hivernage (mécanisme sous-jacent : spécialisation à l'habitat ; Tschardtke *et al.*, 2012). La continuité spatio-temporelle de ces ressources est un facteur positif essentiel des niveaux de populations d'EN dans les paysages agricoles (Schellhorn *et al.*, 2015). Les mouvements des EN entre les ESN et les cultures sont facilités selon leurs configurations, leurs tailles et leurs proximités (vs. isolement) dans le paysage. Le mécanisme sous-jacent repose sur la migration-colonisation des parcelles adjacente à partir d'habitats sources – ici les ESN - par effet de débordement, *spillover* ou *mass-effect* (Tschardtke *et al.*, 2012). Ceci est également valable pour les bioagresseurs (par exemple les adventices, Petit *et al.*, 2013).

Une synthèse bibliographique (Bianchi *et al.*, 2006) et une méta-analyse (Chaplin-Kramer *et al.*, 2011) faisant référence dans le domaine, car très citées, reflètent cette tendance. La synthèse de Bianchi *et al.* (2006) rapporte que dans 74 % des études examinées, l'activité des EN est renforcée par les paysages complexes ; dans 21 % des études, il n'y a pas d'effet de la composition du paysage ; dans 5 % des études, l'activité des EN est plus faible dans les paysages complexes que dans les paysages simples. Le grand nombre de facteurs (par exemple les conditions

micro-climatiques et la saisonnalité) pouvant influencer sur les effets des ESN sur les EN, est mis en avant pour expliquer ces grandes différences. La méta-analyse de Chaplin-Kramer *et al.* (2011) réalisée à partir de 46 études conduites à l'échelle du paysage montre un effet consistant et positif de la présence d'ESN sur les EN qualifiés de généralistes, quelle que soit l'échelle spatiale considérée (inférieure et supérieure à 500 m de rayon). Par ailleurs, les autres montrent que les ennemis naturels (spécialistes) sont plus sensibles aux ESN aux échelles locales (inférieures à 500 m de rayon).

Il y a toutefois des variations selon les contextes agroécologiques, les taxons étudiés, les types d'ESN considérés et il est difficile de prédire ces effets et encore moins d'essayer de les quantifier. Une méta-analyse majeure sur le sujet (132 études dans 31 pays) le confirme (Karp *et al.*, 2018). Elle indique que, si la composition du paysage peut expliquer les variations de l'abondance des EN (et des bioagresseurs), il y a de fortes variations dans les études analysées : les EN (et les bioagresseurs) ne répondent pas uniformément à la composition du paysage. De nombreuses co-variables explicatives de la variabilité des effets (par exemple les fluctuations dans le temps des abondances d'EN et de bioagresseurs en lien avec leur cycle de vie, les pratiques de gestion locales ou encore les conditions microclimatiques locales) ainsi que des biais de publication sont probablement à l'origine des variations observées.

La contexte-dépendance des effets des ESN sur les ennemis naturels s'illustre bien avec le cas des prairies. S'il est généralement reconnu que la présence de prairies semi-naturelles (permanentes) a un effet positif sur l'abondance et la diversité des EN, il existe en fait encore peu d'études sur le sujet et les effets peuvent être très variables. La qualité de ces habitats, en termes de richesse spécifique des communautés de plantes, apparaît comme un paramètre clé (Nagy *et al.*, 2020). Il en est de même en ce qui concerne leur pérennité dans les paysages. Par exemple, Le Provost *et al.* (2020) montrent qu'au-delà de la proportion de prairies dans le paysage, la dynamique temporelle des prairies, leur qualité (en termes de richesse en espèces de plantes) et leur histoire dans les paysages (c'est-à-dire le nombre moyen d'années qu'une parcelle reste en prairie avant d'être retournée et mise en culture) jouent sur la diversité des insectes des rôles aussi significatifs que les paramètres de gestion à l'échelle parcellaire ou que les facteurs paysagers (hétérogénéité de composition). De même, le remplacement de prairies permanentes par des prairies temporaires dans les paysages agricoles diminue la richesse en espèces de l'ensemble de la chaîne trophique. Un paysage qui contenait autrefois beaucoup de prairies mais dont la majorité des prairies a disparu depuis longtemps, favorise des communautés d'insectes fonctionnellement pauvres, ayant des capacités fortes de dispersion et des densités de populations élevées (similaires à ce qu'on peut observer lors des pullulations dans un paysage agricole intensif). Pour leur part, Maas *et al.* (2021) démontrent que l'âge des prairies (au minimum 3 ans) est déterminant dans la fréquence d'occurrence des insectes prédateurs et des pollinisateurs rencontrés. Augmenter la qualité de l'habitat (i.e. en termes de richesse spécifique) des ESN et leur pérennité dans les paysages apparaît donc comme un paramètre clé favorisant une entomofaune auxiliaire diversifiée susceptible de contribuer à la régulation des insectes ravageurs.

Au-delà de la qualité de l'habitat, des réponses contrastées sont observées entre types de taxons, familles taxonomiques (Pfister *et al.*, 2017) et traits des espèces d'EN (Le Provost *et al.*, 2020 ; Ostandie *et al.*, 2021). Ainsi la bioécologie des ennemis naturels reste encore une question essentielle à traiter.

3.7.4.2. Les éléments semi-naturels considérés dans leur ensemble

De manière générale, les ESN ont un effet positif sur la diversité et l'abondance des EN. De nombreuses études de cas, dans des contextes spécifiques à une culture, mettent en évidence que les ESN renforcent l'activité (par exemple mouvements) et l'importance (par exemple niveaux d'abondance ou de richesse spécifique) des EN. Ceci s'observe sur les carabes (Gardiner *et al.*, 2010 ; Purtauf *et al.*, 2005), les parasitoïdes (Silva *et al.*, 2018 ; Kruess, 2003) ou encore les araignées (Pompozzi *et al.*, 2019 ; Schmidt *et al.*, 2005 ; Hou *et al.*, 2019). Les habitats semi-naturels non perturbés et les bordures de champs jouent un rôle clé en tant que sites d'hivernation pour de nombreux arthropodes prédateurs (staphylins, carabes, araignées : Pfiffner et Luka, 2000 ; Geiger *et al.*, 2005 ; Sutter *et al.*, 2017).

Au Canada, Maisonhaute *et al.* (2010) montrent que les zones non cultivées et l'hétérogénéité du paysage ont une influence positive sur l'abondance et la diversité des coléoptères prédateurs dans les champs de maïs. La composition du paysage semble plus importante que la configuration du paysage pour influencer les assemblages de carabes et de cicindèles. Cependant, si l'effet sur la diversité des EN est assez général, l'effet sur l'abondance

dépend plus du type de taxon considéré (par exemple les carabes, Gardiner *et al.* (2010)) ou de la guildes et des traits des espèces (Purtauf *et al.*, 2005), les espèces carnivores étant souvent plus sensibles que les espèces omnivores.

En milieu tempéré, une proportion élevée d'ESN peut aider à promouvoir une distribution uniforme de syrphes (et d'abeilles) dans les paysages agricoles (Beduschi *et al.*, 2018). En milieu tropical, de manière générale, le taux de parasitisme est amélioré par une meilleure connectivité des agroécosystèmes avec les habitats naturels tels que des parcelles en agroforesterie adjacentes aux forêts tropicales (Klein *et al.*, 2006).

En Argentine, Zumoffen *et al.* (2018) montrent un rôle positif de la végétation naturelle environnante sur les mouvements des parasitoïdes de pucerons et les taux de parasitisme dans les parcelles d'avoine, de blé et de luzerne. Gagher *et al.* (2015) font le même constat dans les vignobles d'Afrique du sud. De plus, dans un ensemble de 32 paysages en Chine, Zhao et Reddy (2019) confirment que la proportion d'ESN dans le paysage augmente l'abondance et la diversité des parasitoïdes des pucerons des céréales et que les changements interannuels du paysage (c'est-à-dire quand le paysage varie d'une année sur l'autre) ont l'effet inverse. Ils montrent aussi que les parasitoïdes secondaires⁴⁰ profitent plus de la complexité du paysage que les parasitoïdes primaires.

Aux Etats-Unis, les paysages comportant une forte proportion d'ESN renforcent les populations d'EN des ravageurs (cicadelles) de la vigne (Wilson *et al.*, 2015). En Californie, le maintien de fragments d'habitats semi-naturels et pérennes comme refuges pour les parasitoïdes *Tachinidae* peut augmenter leur activité dans les champs de cultures annuelles à cycle court (Letourneau *et al.*, 2012).

Si les ESN sont souvent considérés selon leur quantité (proportion) dans les paysages, certaines études montrent que leur qualité (en termes de richesse spécifique le plus souvent), leur diversité et leur pérennité jouent des rôles positifs sur la diversité et l'abondance des EN (Sperber *et al.*, 2004 ; Alvarez *et al.*, 2019 ; Wang *et al.*, 2021). Enfin, tous les ESN ne semblent pas avoir les mêmes niveaux d'influence : par exemple, les prairies (Toivonen *et al.*, 2019 ; Duan *et al.*, 2019) et les haies (Santoiemma *et al.*, 2018) favorisent particulièrement la diversité des EN.

3.7.4.3. Les éléments semi-naturels considérés type par type

Les haies

Pollard et Holland (2006) soulignent le statut des haies comme l'un des habitats non cultivés les plus importants pour favoriser les arthropodes prédateurs, dont les prédateurs généralistes, en milieu agricole. Debras *et al.* (2008) concluent que les haies favorisent la présence des insectes utiles dans les vergers de pêcheurs dans le Sud de la France et peuvent jouer un rôle dans la réduction des populations de ravageurs. Puech *et al.* (2015) ont montré que la richesse et l'abondance des ennemis naturels (coccinelles, carabes et parasitoïdes) sont favorisés par la longueur et la configuration du réseau de haies dans le paysage. Au Danemark, Langer (2001) signale que les haies peuvent augmenter la diversité et l'activité des parasitoïdes attaquant les pucerons des céréales.

Dans la plupart des études analysées, la composition des haies ainsi que leur entretien, qui influent pourtant sur l'attractivité et l'activité des EN, sont peu quantifiés.

De manière générale, la distance entre les haies et les cultures diminue la richesse et l'abondance des ennemis naturels dans les cultures. Dans les vergers de pommiers en France, Lefebvre *et al.* (2017) montrent qu'une gamme variée de prédateurs effectuent des mouvements fréquents entre les vergers et les haies adjacentes, et sont influencés par la taille et de la forme des parcelles (voir la section 3.6).

Les effets des haies apparaissent variables selon les taxons d'ennemis naturels. Minarro et Prida (2013) révèlent que les haies entourant les vergers de pommiers dans le nord de l'Espagne offrent une succession de fleurs tout au long du printemps et de l'été, favorisant ainsi les populations d'hyménoptères et de syrphes, qui sont à la fois des pollinisateurs et des ennemis naturels importants. En Chine, Wu *et al.* (2009) suggèrent que les haies peuvent servir de sites d'hivernage pour les araignées vivant au sol pendant la saison de croissance du blé, mais que ces dernières ne se déplacent pas dans les champs adjacents. De même, en Russie, Seyfulina (2010) enregistre une grande diversité d'espèces d'araignées dans les bords des champs de blé, mais pas dans leurs parties centrales. Cela fait longtemps que l'intérêt des haies pour faciliter le déplacement des carabes est mis en avant. En France,

⁴⁰ Un hyperparasitoïde ou parasitoïde secondairesse développe aux dépens d'un parasitoïde primaire.

Fournier et Loreau (1999) indiquent que les haies représentent un habitat non perturbé pour les carabes et leur fournissent une disponibilité accrue de proies. Globalement, la diversité des carabes diminue avec la distance à la haie, ce qui incite à installer les haies près des champs cultivés (ce qui peut être considéré, selon les auteurs, comme un type d'agroforesterie). De même, autour des champs de maïs dans l'Iowa, les haies boisées et les bordures enherbées des parcelles augmentent l'activité des carabes dans les champs (Varchola et Dunn, 2001). Joyce *et al.* (1999) confirment aussi aux États-Unis l'intérêt des haies pour le déplacement des carabes ; ceux-ci sont capables de passer d'une haie à une autre, aux intersections utilisées pour le passage des tracteurs. Au Royaume Uni, Woodcock *et al.* (2010) montrent que les carabes prédateurs sont plus dépendants de la structure du paysage que les espèces de coléoptères phytophages ; ces auteurs suggèrent que ceci est lié à la plus grande mobilité des carabes pour rechercher leurs proies également très mobiles.

Les bandes enherbées et les bords de parcelles

Les bandes enherbées sont également utilisées pour favoriser les populations de carabes (MacLeod *et al.*, 2004). Dans l'Oklahoma, French et Elliot (2001) suggèrent d'ajouter des bandes herbeuses en bordure des champs de blé pour enrichir la diversité et l'abondance des populations de carabes. Le long des cours d'eau, les bandes enherbées peuvent aussi servir de refuges plus stables que les champs pour des EN (carabes, syrphes) (Ernoul *et al.*, 2013). De même, Meek *et al.* (2002) montrent que les bords des champs ensemencés peuvent rapidement procurer des avantages substantiels en termes de biodiversité sur les terres arables, la faune résultante étant influencée par le type de bord de champ créé.

En Afrique du Sud, Botha *et al.* (2018) montrent que des prédateurs généralistes comme des coccinelles (*Cheilomenes lunata*, *Chrysoperla congrua* et *Enoplognatha molesta*) sont présents dans les bordures de champ. En utilisant des cages à exclusion, Banks (2000) montre que les populations de prédateurs de pucerons sont plus importantes dans les parcelles environnées de bordures herbeuses que de sol nu. En Espagne, Ardanuy *et al.* (2018) confirment que les bordures des parcelles permettent d'augmenter les populations de la punaise prédatrice du genre *Orius* dans les parcelles de céréales. En ce qui concerne les araignées, Plath *et al.* (2021) montrent que les bordures de parcelles hébergent une plus grande richesse et diversité d'espèces que les champs ; cet effet varie en fonction de la nature de la culture adjacente (par exemple, il y a davantage d'individus dans les bordures des parcelles de colza que dans les bordures des parcelles de blé). Armendano et Gonzales (2011) montrent que la diversité des araignées est plus élevée dans les bordures de champ que dans les parcelles de blé. Oberg *et al.* (2008) soulignent le rôle des bords de parcelle et des prairies environnantes, dans la migration des araignées dans les champs d'orge au début du printemps.

La composition floristique des bordures de champ est également un élément essentiel à considérer. Ainsi, Bischoff *et al.* (2016) montrent que les groupes fonctionnels de plantes spontanées des bordures de champs peuvent influencer la régulation biologique dans des parcelles de choux. En effet, les plantes à fleurs entomophiles, fournissant du nectar et du pollen (ressources complémentaires nécessaires à de nombreuses espèces d'EN), favorisent l'abondance des coccinelles et le parasitisme des pucerons et réduisent les dégâts causés par les ravageurs de feuilles. Badenes-Perez *et al.* (2017) montrent, en Espagne, que la floraison de *Barbarea* sp. dans les bordures de champs attirent les coccinelles, qui peuvent contribuer à la protection des cultures de choux-fleurs.

Les zones boisées

En France, Tixier *et al.* (1998) montrent qu'une zone boisée dense et haute contenant des plantes hôtes appropriées constitue la source la plus stable des Phytoséiides (acariens prédateurs), ce qui peut faciliter leur colonisation naturelle dans les vignobles. De même, au Brésil, Silva *et al.* (2010) confirment que ces ESN abritent des Phytoséiides, ennemis naturels des acariens ravageurs du caféier. L'intérêt des ESN aux abords des parcelles pour les acariens prédateurs d'acariens ravageurs sont par ailleurs bien connus dans les systèmes viticoles avec une littérature grise française abondante sur ce sujet. Pour leur part, Burgio *et al.* (2015) observent en Italie un effet positif d'un couvert arbustif sur la richesse, la densité et l'activité des carabes dans diverses cultures. Ils montrent également un effet positif de la végétation ligneuse sur l'abondance des syrphes. De même, les habitats pérennes non cultivés peuvent jouer un rôle important dans la conservation des ennemis naturels des ravageurs du maïs dans le Michigan (Dyer et Landis, 1997).

Les prairies

En Pologne, les mouvements des EN généralistes (comme les araignées et les carabes) ont principalement lieu entre les prairies (permanentes ou non) et les champs d'avoine (Kajak et Łukasiewicz, 1994). De même, dans les conditions de l'agriculture intensive du Midwest des États-Unis, Koh *et al.* (2013) montrent que les prairies agissent comme un réservoir et une source pour les coccinelles indigènes. En Suisse, Schneider *et al.* (2012) confirment ce rôle de réservoir ou inoculum : les prairies permanentes soutiennent de fortes densités de *Metarhizium spp.*, des espèces de champignons pathogènes pour les insectes, fréquemment utilisés comme agents de lutte biologique contre les insectes nuisibles en parcelles de céréales. La quantité et la qualité écologique des prairies permanentes dans les paysages agricoles jouent un rôle essentiel dans le maintien de communautés d'EN diversifiées et abondantes comme les carabes, les araignées, mais aussi les oiseaux (Sirami *et al.*, 2019 ; Le Provost *et al.*, 2020) et elles ont des effets bénéfiques sur le contrôle biologique des bioagresseurs, notamment celui des pucerons (Badenhausser *et al.*, 2020 ; Perrot *et al.*, 2021). La quantité de prairies dans le paysage, leur pérennité et leur composition en espèces de plantes sont plus importants que la distance des prairies à la parcelle cultivée (Badenhausser *et al.*, 2020, Perrot *et al.*, 2021) pour augmenter l'abondance des ENs et le contrôle biologique.

Les bandes fleuries

Dans une méta-analyse récente, Albrecht *et al.* (2020) ont montré que les bandes fleuries améliorent de 16% en moyenne la lutte contre les ravageurs dans les champs adjacents. Il ressort de cette étude que la quantité et la diversité des ressources florales et extra-florales offertes par les bandes fleuries favorisent l'abondance et la diversité des communautés d'ennemis naturels et un contrôle « top-down » accru des bioagresseurs par la présence favorisée des (hyper)parasitoïdes et des prédateurs. Des exemples montrent les effets convaincants des bandes fleuries sur la régulation biologique de ravageurs tels que les criocères des céréales (Tschumi *et al.*, 2015) et les pucerons des pommes-de-terre (Tschumi *et al.*, 2016a). L'installation de bandes fleuries a ceci de particulier qu'elle nécessite obligatoirement une action de la part de l'agriculteur – le semis, l'entretien et l'élimination – et s'apparente donc à de l'ingénierie écologique. Dans la pratique et en amont de tout effet sur les EN, l'efficacité des bandes fleuries dépend du développement adéquat des espèces semées, donc de la date et des conditions de semis, du précédent cultural, etc. Par ailleurs, il est important de semer des espèces de fleurs appropriées qui attirent efficacement les EN (Wäckers et van Rijn, 2012). Par exemple, Géneau *et al.* (2013) ont montré que la présence de centaurees dans le mélange semé, détermine la présence et le parasitisme d'une guêpe parasite. On peut également privilégier la présence de proies (pour les prédateurs) et d'hôtes (pour les parasitoïdes) sur ces bandes pour attirer et retenir les EN, empêchant potentiellement les proies et les hôtes de migrer vers les cultures adjacentes. Les traits et les caractéristiques des fleurs sont cruciaux pour la fourniture de services écosystémiques multiples dont la régulation biologique (Balzan *et al.*, 2016). Hatt *et al.* (2018) montrent dans des agroécosystèmes à base de colza, que ce sont surtout les traits qui agissent sur l'abondance des EN (parasitoïdes) dans les bandes fleuries. Il est à souligner que les bandes fleuries peuvent promouvoir de multiples services écosystémiques en associant des effets sur les pollinisateurs (Sutter *et al.*, 2018) ou l'esthétique du paysage (Schüpbach *et al.*, 2021) ; elles bénéficient également à d'autres taxons que les pollinisateurs, comme les araignées ou les carabes, comme le démontrent d'ailleurs Ditner *et al.* (2013) dans une étude sur les parasitoïdes de ravageurs dans des champs de choux.

3.7.4.4. Effet des éléments semi-naturels sur des ennemis naturels autres que les arthropodes

Bien que la littérature s'y rapportant soit moins abondante que dans le cas des insectes, l'influence des ESN sur les EN est également montrée pour d'autres classes que les insectes. En Espagne, la disponibilité d'habitats boisés semi-naturels (haies, restes d'arbres et parcelles de forêt), à la fois dans le voisinage immédiat des vergers de pommiers et dans le paysage dans un rayon de 1 km autour des vergers, augmente l'abondance et la richesse des oiseaux insectivores (García *et al.*, 2018). Par modélisation dans des exploitations caféières en Jamaïque, Railsback et Johnson (2014) montrent que le *land sharing*⁴¹ est plus profitable aux oiseaux pour leur action de

⁴¹ Ou intégration spatiale

prédation sur le scolyte du caféier que le *land sparing*⁴². Enfin, Weier *et al.* (2018) signalent que la végétation naturelle et semi-naturelle favorise l'activité des chauves-souris dans les vergers de macadamia en Afrique du Sud, et potentiellement leur action de lutte contre les ravageurs.

3.7.5. Effet des éléments semi-naturels sur la régulation naturelle des bioagresseurs

Des méta-analyses conduites en Europe (Holland *et al.*, 2016 et 2017) et à l'échelle mondiale (Dainese *et al.*, 2019) confirment un effet positif des ESN sur la régulation naturelle des bioagresseurs des cultures. Les travaux de Holland *et al.* indiquent notamment que les ESN les plus prometteurs pour la lutte biologique par conservation (préservation et valorisation du rôle des organismes auxiliaires indigènes) sont les bandes enherbées et les bandes fleuries à une échelle spatiale faible, ainsi que les prairies et les bois à une échelle plus large. Toutefois, il y a peu de données quantifiées (quantification « directe » de la régulation, évaluation des dégâts et conséquences pour le rendement). Il s'agit le plus souvent d'estimations qualitatives, à quelques exceptions près : Rusch *et al.* (2016) signalent une baisse de 46 % du contrôle biologique (mesuré au moyen des taux de croissance des populations de pucerons), suite à la simplification du paysage et à la disparition des ESN. En France, Perrot *et al.* (2021) démontrent des augmentations respectives de 38% et 20% des taux de prédation de graines adventices et de pucerons (mesurés à l'aide de proies sentinelles collées sur des cartes) dès lors que la proportion de prairies dans un rayon de 500 m autour des parcelles de blé augmente de 0 à 50 %. Ces effets des prairies peuvent être modulés par leur qualité écologique (par exemple leur diversité spécifique en plantes). Ainsi, Badenhausser *et al.* (2020) montrent une augmentation de 60 % du taux de prédation de pucerons lorsque les prairies adjacentes passent de 5 à plus de 30 espèces de plantes présentes. Dans le Michigan, le pourcentage moyen de parasitisme de la noctuelle *Pseudaletia unipuncta* est significativement plus élevé dans les champs de maïs situés dans des paysages complexes que dans des paysages simples (13,1 % contre 2,4 %) (Marino et Landis, 1996). A partir d'une étude conduite dans un écosystème agroforestier de cacaoyers en Indonésie, Maas *et al.* (2013) soulignent l'énorme impact économique des oiseaux insectivores communs et des chauves-souris, qui deviennent un élément essentiel de la gestion durable des paysages. Leur exclusion se traduit par une augmentation des populations de ravageurs et réduit le rendement de 31 %. En Suisse, Tschumi *et al.* (2016b) montrent que les bandes fleuries semées de plantes vivaces et riches en espèces, principalement mises en œuvre pour la conservation de la biodiversité par le biais de l'AES⁴³ suisse, peuvent réduire le nombre de chrysomèles des céréales et améliorer le rendement du blé d'hiver adjacent de 10 %. Toutefois les auteurs soulignent de possibles effets confondants, liés notamment à la densité du couvert, qu'il conviendrait de démêler pour conforter ces résultats.

Si la conservation des habitats naturels dans les agroécosystèmes augmente souvent l'abondance et la diversité des espèces d'ennemis naturels des arthropodes, en revanche, cette conservation n'améliore pas nécessairement la régulation naturelle des bioagresseurs des cultures. Si l'effet est parfois évoqué, il est plus rarement quantifié. Les différences dans l'utilisation de l'habitat entre certains ennemis naturels (préférant les zones semi-naturelles) et les bioagresseurs (se regroupant sur les plantes cultivées) ont été proposées pour expliquer la faible régulation de ces derniers, en dépit d'une forte abondance d'ennemis naturels. C'est ce qu'illustrent Shapira *et al.* (2018) dans les vignobles méditerranéens : les ennemis naturels (parasitoïdes et araignées) sont associés à la végétation herbacée plus fortement que les bioagresseurs de la vigne (pyrales et cochenilles). C'est aussi ce que rapportent Fusser *et al.* (2016), qui ont étudié en Allemagne l'influence des ESN sur les carabes et leurs proies (limaces) dans des paysages comportant un grand nombre d'ESN. Similairement, Picchi *et al.* (2016) ont étudié l'effet de la proportion de garrigue et de bois sur les populations des mouches de l'olivier (bioagresseurs) et des araignées (ennemis naturels). Leurs résultats confirment que la réponse différente des bioagresseurs et de leurs ennemis naturels selon le contexte paysager peut modifier le ratio prédateur-proie, donc la régulation naturelle. Sunderland et Samu (2000) mentionnent que la diversification (locale et paysagère) peut gêner le comportement de recherche des plantes hôtes par les bioagresseurs et ainsi moins affecter leur impact sur les rendements des cultures. Au contraire, certains auteurs indiquent qu'une augmentation des populations d'ennemis naturels dans les cultures grâce aux ESN ne se traduit pas forcément par une baisse des

⁴² Ou ségrégation spatiale. On parle aussi d'économie des terres.

⁴³ Agro-Environmental Scheme

populations d'herbivores dans les cultures (Rush *et al.*, 2010) ou par une régulation efficace des bioagresseurs (Médiène *et al.*, 2011 ; Ricci *et al.*, 2019 ; Scharnhorst *et al.*, 2021). Ceci peut s'expliquer par des phénomènes de prédation intra-gilde (Ostandie *et al.*, 2021) où par exemple de plus gros prédateurs peuvent s'attaquer aux ennemis naturels de plus petites tailles limitant leurs impacts sur les bioagresseurs.

De manière générale, l'amélioration de la connectivité à travers les paysages est considérée comme essentielle pour maintenir une régulation naturelle efficace dans les agroécosystèmes (Kruess et Tscharntke, 1994 ; Ong *et al.*, 2018). Dainese *et al.* (2017) en Italie quantifient l'amélioration (12 à 18 %) du parasitisme des pucerons par la mise en place et l'entretien de haies denses dans le paysage. Pour leur part, Meideros *et al.* (2019) signalent que la quantité de forêt augmente l'abondance des guêpes parasitoïdes et diminue significativement les bioagresseurs dans les plantations de caféiers au Brésil. En France, Bischoff *et al.* (2016) montrent que la densité d'ESN, et en particulier des haies, favorise la régulation des insectes herbivores et diminue les dommages aux cultures de choux. D'autre part, plusieurs auteurs montrent que la distance aux ESN diminue le parasitisme (e.g. Balmer *et al.*, 2013) ou encore la régulation d'insectes herbivores (Mitchell *et al.*, 2014). En Afrique, Henri *et al.* (2015) soulignent que la végétation naturelle fournit un service de régulation des bioagresseurs aux producteurs de mangue, mais que ce service diminue considérablement dès lors qu'on s'en éloigne : la mortalité moyenne des bioagresseurs (Tephritidae) est réduite de 25 à 80 % à 200 m à l'intérieur du champ comparativement à la bordure.

Toutefois, l'effet bénéfique potentiel des ESN sur la régulation des bioagresseurs n'est pas toujours reconnu (Picchi *et al.*, 2017 ; Bortolotto *et al.*, 2016). De plus, certains auteurs se contentent de montrer que l'insertion d'ESN tels que les bandes enherbées ou fleuries ne favorisent pas les populations de bioagresseurs. Par exemple, au Royaume Uni, Smith *et al.* (1999) confirment que la gestion des bords de parcelles à des fins de conservation de la biodiversité n'affecte pas le développement des adventices dans les champs cultivés adjacents, en particulier lorsqu'ils contiennent, ou sont semés avec, des espèces pérennes non invasives. Ceci s'explique par des différences de stratégies entre les plantes de ces milieux stables, peu tolérantes à la perturbation et les adventices des cultures, espèces rudérales capable de se développer rapidement dans les champs cultivés (Grime, 1973).

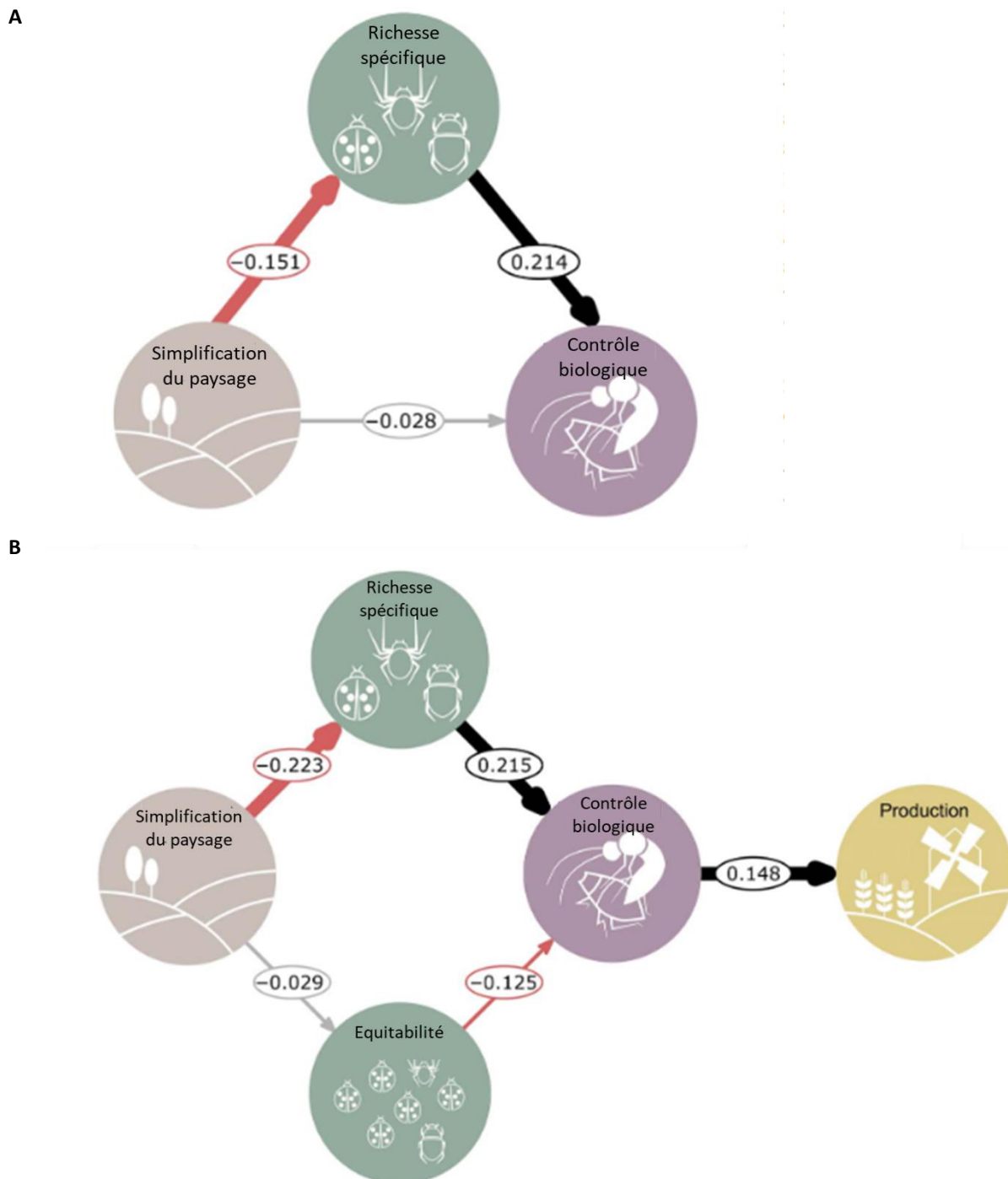
Par ailleurs, l'effet des ESN sur la régulation d'autres bioagresseurs des cultures que les insectes ravageurs reste peu étudié. C'est le cas des virus par exemple. Dans une étude récente, Susie et Laine (2021) montrent que la richesse et la diversité des espèces végétales sont corrélées négativement avec la prévalence de l'infection virale. La richesse en espèces de virus diminue également avec l'augmentation de la diversité végétale dans les parcelles, tandis que dans les populations des bordures de champs, la richesse en espèces virales est modérément plus élevée et n'est pas associée à la richesse des plantes des ESN adjacents. Ainsi, les communautés de virus ne semblent pas être les mêmes dans les ESN que dans les cultures.

Une synthèse de l'ensemble des effets directs et indirects et très variables des ESN sur la régulation des bioagresseurs des cultures peut toutefois s'appuyer sur la méta-analyse de Dainese *et al.* (2019). C'est bien l'effet négatif de la simplification des paysages (incluant notamment la disparition des ESN) sur la richesse spécifique des communautés d'ennemis naturels qui limite la régulation naturelle des bioagresseurs (Figure 3-47A). Par contre, la simplification des paysages n'influence pas l'équitabilité⁴⁴ des communautés d'ennemis naturels, sachant qu'une communauté d'ennemis naturels au sein de laquelle les différentes espèces sont équitablement réparties se caractérise par l'existence de mécanismes de compétition et de prédation intra-gilde entre ennemis naturels qui tend à limiter la régulation des bioagresseurs. Les conséquences de la simplification des paysages en termes de rendements *via* la perte de richesse des communautés d'ennemis naturels sont clairement négatives (Figure 3-47B). Au final, cette étude estime que 50 % des effets négatifs de la simplification paysagère sur la régulation des bioagresseurs sont dus aux pertes de diversité des ennemis naturels.

⁴⁴ L'équitabilité désigne la distribution des individus au sein des espèces. En d'autres mots, elle renseigne sur l'abondance relative des différentes espèces ou la proportion des individus en leur sein.

Figure 3-47. Effets directs et indirects de la simplification des paysages (comprenant la perte des ESN) sur (A) la richesse des ennemis naturels et le niveau de régulation des bioagresseurs des cultures (N= 654 parcelles issues de 37 articles scientifiques) et (B) la richesse et l'équitabilité des communautés d'ennemis naturels, le niveau de régulation des bioagresseurs des cultures et les rendements (N= 185 parcelles issues de 14 articles scientifiques). (figure extraite de Dainese *et al.*, 2019).

Les coefficients des chemins sont les tailles d'effet issus de l'analyse statistique. Les flèches rouges et noires représentent des effets négatifs et positifs respectivement. La flèche grise indique une absence d'effet significatif.



Si la simplification des systèmes agricoles peut ainsi favoriser la pullulation des bioagresseurs, des évidences empiriques suggèrent que, dans ce contexte, la diversification des systèmes de cultures pourrait restaurer les régulations biotiques. Cette diversification est souvent associée à une hétérogénéité d'habitats non cultivés (qu'on peut considérer comme des ESN) (Beillouin *et al.*, 2021). Ces auteurs montrent, dans une « méta-

synthèse » (une méta-analyse de méta-analyses) que l'on pourrait augmenter de près de 63 % la régulation des bioagresseurs en diversifiant les paysages, suggérant des marges de manœuvre considérables pour la gestion des bioagresseurs. En utilisant un réseau de plus de 373 paysages, Gagic *et al.* (2020) montrent que de plus petites parcelles entourées de 20 à 30 % d'ESN et peu traitées, sont moins sujettes aux bioagresseurs que des parcelles plus grandes entourées de moins d'ESN malgré, pour ces dernières, un recours plus important aux pesticides. Dans une autre étude (Paredes *et al.*, 2020), la simplification paysagère observée dans les régions viticoles espagnoles sur plus de 10 ans a considérablement augmenté les niveaux d'infestation des vignes par *Eudemis* de la vigne, malgré une augmentation par un facteur deux de l'usage des pesticides.

3.7.6. Pratiques et influences locales et paysagères

Il est souvent proposé d'adopter une gestion agricole et paysagère à plusieurs échelles, d'une part avec des pratiques agronomiques locales et d'autre part *via* des schémas paysagers d'utilisation des terres, dont la gestion des ESN, pour promouvoir les services écosystémiques, dont la régulation naturelle des ravageurs (Beuzelin *et al.*, 2011 ; Fukuda *et al.*, 2011 ; Garcia *et al.*, 2018 ; Alignier *et al.*, 2017 ; Silva *et al.*, 2018, Ratsimba *et al.*, 2022). Ainsi, en Grande-Bretagne, Alignier *et al.* (2017) indiquent que les effets combinés de la gestion locale des parcelles cultivées et l'hétérogénéité du paysage sont susceptibles de réduire l'infestation des adventices tout en favorisant leur diversité. De même, pour la gestion de psylles dans les vergers de poiriers en France, Rieux *et al.* (1999) indiquent que les arthropodes utiles peuvent être gérés de manière complémentaire à la fois en utilisant une couverture végétale dans les vergers et en implantant des haies autour des vergers. En Chine, Wang *et al.* (2011) recommandent d'associer des pratiques locales de lutte et de gestion paysagère des ESN pour gérer les populations du charançon du riz. Pour leur part, en France, Bischoff *et al.* (2016) proposent d'associer gestion locale (favoriser les plantes à fleurs entomophiles dans les bordures de champs) et paysagère (accroître la densité d'éléments semi-naturels) pour optimiser le service de régulation des insectes herbivores. En Nouvelle-Zélande, Fukuda *et al.* (2011) suggèrent de combiner des pratiques agronomiques compatibles avec le cahier des charges de l'agriculture biologique, à la plantation de haies brise-vent pour favoriser les populations de carabes et d'araignées et donc le service de régulation.

Sarthou *et al.* (2014) considèrent que les paramètres locaux (hauteur de végétation, intensité de gestion) des ESN influencent plus que les paramètres paysagers (quantité de bois, de prairies, de cultures dans le paysage) la diversité d'ennemis naturels pendant l'hivernage. De même, l'amélioration de la régulation naturelle des bioagresseurs dans les champs de colza en Europe, que peut induire l'établissement de bandes fleuries semées et de haies pérennes et diversifiées, semble contribuer relativement peu au rendement final des cultures par rapport aux pratiques conventionnelles (Sutter *et al.*, 2018). Brewer *et al.* (2008) constatent des résultats allant dans le même sens. Dans les grandes plaines nord-américaines, ils révèlent que deux espèces de parasitoïdes de pucerons sont plus sensibles à la végétation à l'échelle de l'exploitation (rotation des bandes de blé avec ou sans tournesol semé au printemps) qu'à celle de la région (degré de diversification avec d'autres cultures et champs de blé convertis en prairies de conservation). En comparant des couples de parcelles conduites en agriculture conventionnelle et biologique, Puech *et al.* (2015) démontrent que les pratiques agricoles locales affectent davantage l'abondance et la richesse des ennemis naturels dans des parcelles de blé d'hiver que l'hétérogénéité du paysage, représentée par la longueur et la configuration du réseau de haies. En Italie, Picchi *et al.* (2017) démontrent que le contexte paysager des oliviers est moins pertinent que le système de production (agriculture biologique et agriculture de conservation) pour expliquer les niveaux de régulation biologiques, mesurés au moyen de proies sentinelles.

Au contraire, Trichard *et al.* (2013) montrent que les facteurs de composition du paysage ont une influence plus importante que les facteurs de pratiques locales sur le service de prédation des graines d'adventices. Par conséquent, les stratégies de gestion des adventices ne doivent pas seulement prendre en compte la gestion individualisée des champs mais aussi le paysage environnant pour préserver la diversité des carabes et améliorer la prédation des graines d'adventices. De même, concernant la gestion des coléoptères prédateurs dans les champs de maïs, Maisonhaute *et al.* (2010) démontrent que les pratiques agricoles et l'environnement local ont peu ou pas d'effet par rapport à la structure du paysage. Pour leur part, Dainese *et al.* (2017) soulignent l'importance clé du contexte paysager environnant, plutôt que des facteurs locaux, pour la fourniture des services écosystémiques en général. Dans une autre récente étude à l'échelle des vignobles espagnols, Paredes *et al.* (2020) révèlent que la simplification paysagère observée dans les régions viticoles sur plus de 10 ans a

considérablement contribué à augmenter les niveaux d'infestation des vignes par l'*Eudemis* (tordeuse) de la vigne malgré une augmentation par un facteur deux de l'usage des pesticides.

Une synthèse de ces différents aspects peut s'appuyer sur la synthèse récente de Ratsimba *et al.* (2021) : au moyen d'analyses par réseaux, les auteurs montrent que les effets de l'hétérogénéité du paysage sont différents selon les chaînes trophiques plante cultivée-phytophages-ennemis naturels, et suggèrent des pressions de sélection différentes sur les organismes bioagresseurs et les ennemis naturels (en relation avec leurs traits) selon les systèmes de culture. Ils recommandent d'évaluer la régulation des bioagresseurs tant à l'échelle de la parcelle qu'à celle du paysage pour éclairer les choix individuels et collectifs de la gestion agroécologique des bioagresseurs.

Cette complémentarité de gestion locale et paysagère des arthropodes et des adventices est également préconisée pour d'autres taxons. A titre d'illustration, White *et al.* (1998) considèrent que la manipulation de l'habitat (transformation de grands habitats herbacés en prairies permanentes gérées avec de l'herbicide) s'avère rentable et constitue une stratégie viable pour lutter contre les dégâts causés par les rongeurs dans les vergers australiens de macadamia.

Il est à noter qu'il n'existe pas d'études s'intéressant à l'effet de diversification locale (à l'échelle de la parcelle) combinée à des gradients de diversification paysagère, ce qui limite la capacité à prédire l'effet de la diversification simultanée des paysages et des parcelles sur la régulation naturelle.

3.7.7. Effet des éléments semi-naturels sur les autres services écosystémiques

La littérature analysée, centrée sur l'effet des éléments semi-naturels sur la régulation biologique, a également révélé des effets sur d'autres services écosystémiques. Ces relations entre diversification végétale et services écosystémiques (autres que la régulation) sont détaillés dans le chapitre 4. Nous ne rendons compte ici que de quelques faits saillants issus du corpus analysé dans la présente section.

En considérant la pollinisation en parallèle du contrôle biologique des bioagresseurs, Dainese *et al.* (2019) montrent des effets négatifs de la simplification paysagère dus à la perte de diversité des auxiliaires des cultures. Ces résultats sont d'ailleurs plus marqués pour la régulation des bioagresseurs que pour la pollinisation.

Tamburini *et al.* (2020) ont évalué l'impact de plusieurs pratiques de diversification incluant la gestion des ESN et des paysages dans les systèmes de culture, sur la biodiversité aérienne et souterraine ainsi que sur les services écosystémiques ; ils ont passé en revue 98 méta-analyses et ont réalisé une méta-analyse de second ordre (ou méta-synthèse) basée sur 5160 études originales comprenant 41946 comparaisons entre pratiques diversifiées et simplifiées. Dans l'ensemble, la diversification améliore la biodiversité, la pollinisation, la régulation des bioagresseurs, le cycle des éléments nutritifs, la fertilité des sols et la régulation de l'eau sans compromettre les rendements des cultures. Notamment, les pratiques ciblant la biodiversité aérienne ont stimulé la régulation des bioagresseurs.

Peu d'études évaluent simultanément les services ou disservices de plusieurs types de bioagresseurs en même temps. Une telle étude récente aux Etats-Unis (Kross *et al.*, 2020) indique que l'implantation de haies en bordure des champs de tournesol a un impact globalement bénéfique : la réduction des dégâts de la pyrale *Homoeosoma electellum* est de loin plus importante que l'augmentation possible des dégâts d'oiseaux.

3.7.8. Conclusion et besoins de recherche

3.7.8.1. Synthèse des principaux résultats

Une grande majorité des études s'intéressant aux effets de l'hétérogénéité des paysages sur les régulations naturelles portent sur les communautés d'ennemis naturels et dans une moindre mesure sur les bioagresseurs ou leur régulation. La plupart des études ayant comme objet l'étude des ESN dans les agroécosystèmes, concerne, en effet, le plus souvent, des enjeux de conservation de la biodiversité. Les observations relatives aux densités de populations de bioagresseurs des cultures, aux dégâts sur les cultures ou à l'utilisation de produits phytosanitaires résultent assez souvent d'études de cas annexes dans les dispositifs considérés aboutissant à des résultats ambigus.

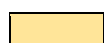
Les récentes études multi-sites à l'échelle globale ou considérant des protocoles standardisés montrent un **effet significatif et positif des ESN sur l'abondance et la diversité des ennemis naturels** (notamment en ce qui concerne les carabes, les araignées et les parasitoïdes de pucerons, Tableau 3-29). En revanche, la conservation de ces ESN **n'améliore pas nécessairement le contrôle biologique** (i.e. diminution des taux de croissance des populations) des bioagresseurs dans les cultures (Tableau 3-29). En effet, certaines études révèlent que les ESN peuvent favoriser l'abondance de certains bioagresseurs dans les parcelles cultivées, ce qui souligne notamment l'importante dépendance au contexte. Cette dépendance contextuelle provient pour partie de la diversité des pratiques agricoles mises en œuvre dans les parcelles, ou de la variabilité des différents types d'ESN et de leurs caractéristiques (composition floristique, structure de l'habitat) très rarement prises en compte dans les études alors qu'elles peuvent affecter les processus écologiques. Par ailleurs, ces conclusions se basent majoritairement sur des études portant sur les insectes ravageurs aériens, et dans une moindre mesure sur les adventices et les maladies (Tableau 3-29).

Légende du Tableau 3-29 :

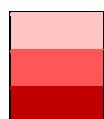
- **Nature de l'effet de la modalité de diversification sur la régulation du bioagresseur concerné :**



Consensus de la littérature en faveur d'un effet positif sur la régulation du bioagresseur.
Le niveau d'intensité du vert traduit le niveau de consensus de la littérature sur le sens positif de l'effet (plus le vert est foncé, plus le consensus est fort)



Absence de consensus de la littérature : effet ambigu



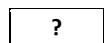
Consensus de la littérature en faveur d'un effet négatif sur la régulation du bioagresseur.
Le niveau d'intensité du rouge traduit le niveau de consensus de la littérature sur le sens négatif de l'effet (plus le rouge est foncé, plus le consensus est fort)



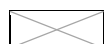
0 Pas d'effet significatif (des travaux existent mais ne mettent en évidence aucun/très peu d'effet)



Hypothèses théoriques sur l'existence d'un effet sur la régulation du bioagresseur mais pas de preuves

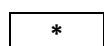


? Information insuffisante pour conclure (y compris sur le plan théorique)

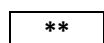


Cas de figure qui n'a pas lieu d'être investigué car il ne correspond à aucune réalité "physique"

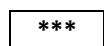
- **Niveau d'investigation de ces effets dans la littérature (recul scientifique) :**



***** littérature **rare/très peu abondante** (mais suffisamment robuste pour conclure)



****** littérature **relativement abondante** mais **pas (ou très peu) de travaux de synthèse/reviews**



******* littérature **abondante** incluant des **travaux de synthèse/reviews**

BIOAG : bioagresseur ; EN : ennemi naturel

Tableau 3-29. Synthèse des effets de la diversité des éléments semi-naturels sur la régulation des bioagresseurs

		Adventices	Insectes aériens	Insectes telluriques	Maladies	Nématodes	Autres	Remarques
<i>Métriques utilisées pour caractériser la régulation des BIOAG</i>		<i>abondance/densité, diversité spécifique, biomasse</i>	<i>abondance des populations</i>		<i>incidence</i>			
Effet majoritaire du mode de diversification sur la régulation des bioagresseurs		*	**	?	*		Acarions *	- La distinction entre configuration et composition n'est pas toujours faite. - La composition est essentiellement appréciée par la proportion d'ESN dans le paysage. - Les types d'ESN ne sont en général pas distingués les uns des autres. - La caractérisation écologique des ESN est rare.
Habitat cultivé X BIOAG	Fragmentation de l'habitat du bioagresseur	* Tendance à \nearrow la diversité des adventices, facteur favorable à la régulation des espèces adventices	** ESN fournissent des ressources alternatives / complémentaires pour les BIOAG, et susceptibles de modifier le microclimat	?	*		?	- Difficulté à distinguer le poids/rôle des mécanismes - La littérature portant sur les insectes BIOAG est relativement abondante mais repose sur des approches corrélatives entre présence/nature des ESN et abondance des BIOAG, et invoque les mécanismes théoriques sans les démontrer. - Au contraire, le lien entre présence/nature d'ESN et incidence des maladies est moins documenté mais les mécanismes sous-jacents apparaissent mieux démontrés.
	Hétérogénéité de la qualité de l'habitat du bioagresseur							
Plante cultivée X Plante cultivée	Mécanismes contribuant à augmenter les capacités de défense des plantes hôtes							
EN X Plantes	Émission de signaux par la plante agressée perçus par les EN	?	?	?	?	?	?	- Difficulté à distinguer le poids/rôle des mécanismes - Abondante littérature écologique sur les EN, mais peu de démonstration des effets en termes de régulation des BIOAG
	Présence de ressources pour les EN	* Effet attendu positif	**	?	*	?	*	
BIOAG X BIOAG	Complémentarité des niches écologiques, structure et dynamique des réseaux d'interactions	* Effet attendu positif	?	?	?	?	?	
EN X EN	Complémentarité des niches écologiques, structure et dynamique des réseaux d'interactions	?	*	?	?	?	?	
Champ d'application des résultats = contexte géographique/climatique, agronomique (cultures/types de cultures + pratiques) des résultats obtenus pour chaque catégorie de BIOAG		- Très peu de littérature - Quelques cas d'études sur les carabes en tant qu'ennemis naturels	- Grandes cultures (céréales, soja, riz, luzerne, canne à sucre), arboriculture, viticulture, maraichage (brocoli, myrtilles) - Europe, Amérique du Nord, et quelques cas isolés (Australie, Japon, Argentine) - ESN souvent considérés de façon globale. Lorsque considérés en détail, il s'agit essentiellement d'éléments boisés en bords de parcelle, et dans une moindre mesure de bordures enherbées		- Très peu de littérature - La littérature ne distingue pas les types de maladies		Peu de références académiques. A noter que l'étude des ennemis naturels des acariens est un cas d'étude reconnu dans la littérature grise	

Mécanismes écologiques ↓

3.7.8.2. Principales recommandations relevées dans la littérature à l'attention des acteurs de terrain

Dans la littérature analysée, les auteurs recommandent généralement aux acteurs de terrain, principalement aux agriculteurs, de prendre en compte les ESN dans la gestion de leur exploitation, notamment pour leur rôle positif dans la régulation naturelle des ravageurs. Mais ils insistent pour que les recommandations tiennent impérativement compte des éléments contextuels (pays ; cultures et modes de production ; type, composition et configuration spatiale des ESN ; type de ravageurs et d'EN, etc.). Ceci nécessite donc des études précises, car il n'existe pas de modèle universel pour prédire les impacts des EN sur la régulation des bioagresseurs.

Par exemple, Shapira *et al.* (2018) recommandent de conserver la végétation herbacée non cultivée autour et à l'intérieur des vignobles méditerranéens pour favoriser les EN (parasitoïdes et araignées) des ravageurs de la vigne (pyrales et cochenilles). Silva *et al.* (2018) prônent de conserver et gérer les ESN périphériques aux parcelles de cotonniers en Australie pour gérer efficacement les populations de thrips. De même, pour améliorer la richesse et l'abondance des espèces de prédateurs dans les vergers d'agrumes en Afrique du Sud, Galloway *et al.* (2021) recommandent aux agriculteurs de diversifier la végétation naturelle environnante, au niveau local et au niveau du paysage. Dans l'optique d'installer des bandes fleuries, il est important de semer des espèces de fleurs appropriées qui attirent efficacement les ennemis naturels. Il faut aussi tenir compte de la présence de proies et d'hôtes sur ces bandes fleuries qui peut retenir les ennemis naturels, les empêchant potentiellement de migrer vers les cultures adjacentes. Le Provost *et al.* (2020), en s'intéressant à la dynamique temporelle du déclin des prairies en paysages agricoles, recommandent des actions de conservation et de restauration immédiates des prairies permanentes afin de préserver la fonctionnalité des paysages agricoles et éviter la dette d'extinction⁴⁵ future.

Ces recommandations émises dans la littérature analysée doivent également tenir compte des perceptions de l'effet des ESN sur le contrôle biologique par les acteurs. En s'appuyant sur l'utilisation de la modélisation bayésienne participative, Salliou *et al.* (2019) indiquent qu'un paysage avec une forte proportion d'habitats semi-naturels dans des agroécosystèmes à base de pommiers en France n'est pas perçu par la plupart des acteurs comme générateur d'un contrôle biologique significatif des ravageurs, même si certains de ces acteurs perçoivent un impact significatif sur l'activité des prédateurs généralistes au sein des vergers. Ces acteurs considèrent que la gestion des habitats intra-parcellaires a plus d'impact sur la régulation naturelle des ravageurs.

3.7.8.3. Regard critique sur l'analyse de la littérature

La lecture de la littérature conduit à plusieurs constats et hypothèses qui peuvent guider les perspectives de recherche.

En premier lieu, les ESN sont le plus souvent considérés dans leur ensemble, sans distinguer les types d'éléments. On peut faire l'hypothèse que leur forme, leur composition, leur entretien, leur âge, etc. ont un impact différent sur les espèces et les communautés d'ennemis naturels ou de bioagresseurs et, donc, sur la régulation biologique. Par ailleurs, les différents ESN ont peu de constituants communs, leur convergence étant de ne pas être cultivés (leur gestion, comme par exemple la taille ou la fauche, est souvent sans objectif de production ou de récolte).

Si l'effet de la diversification du paysage sur la régulation biologique s'effectue majoritairement par la mesure de la proportion d'ESN dans le paysage ou la proportion de culture dans le paysage, la revue de la littérature suggère l'importance d'autres critères paysagers comme la composition en espèces végétales des ESN, leur configuration spatiale, leur connectivité ou encore leur pérennité (ou leur ancienneté dans le cas des prairies). Toutefois, la prise en compte de ces critères est le plus souvent évoquée comme des perspectives de recherche.

Dans les études portant sur les relations directes ou indirectes entre ESN et régulation biologique, nous mettons en avant qu'il y a lieu de distinguer celles se focalisant sur un environnement limité à quelques dizaines de mètres (une parcelle focale et ses bordures), quelques centaines de mètres (une parcelle focale et les habitats directement adjacents) ou quelques milliers de mètres (un paysage), et celles qui couvrent une étendue

⁴⁵ Ce concept décrit l'extinction future des espèces en raison des événements du passé, comme, par exemple, la persistance d'espèces dans des fragments d'habitats dans lesquels les conditions d'existence ne sont plus réunies.

géographique beaucoup plus importante, qu'on pourrait qualifier de zone biogéographique. Du fait des différences entre les échelles spatiales considérées, les résultats sont difficilement comparables d'une situation à une autre.

Parmi les taxons impliqués dans la régulation biologique, les plus étudiés sont de loin les insectes, qu'il s'agisse des ennemis naturels ou des bioagresseurs. Il s'agit sans nul doute de la classe la plus étudiée dans d'autres domaines de l'agronomie, de la biologie ou de l'écologie, étant donné sa diversité qui surpasse celle de toutes autres classes d'organismes et son impact important sur les écosystèmes y compris, ou surtout, anthropisés. Il est donc assez logique de retrouver les insectes comme objet principal d'études mettant en scène des relations trophiques impactant les plantes cultivées. Leurs méthodes d'observation ont été étudiées depuis longtemps, améliorées, et leurs biais sont parfois connus. Si la majorité des études a été conduite sur les insectes entre les années 1990 et 2000, les travaux considèrent davantage, depuis une décennie, d'autres bioagresseurs tels que les pathogènes, même si leur nombre reste limité. Mais sur ces taxons, des biais d'approches persistent. Par exemple, peu d'études s'intéressent aux pathogènes le long de gradients paysagers, ce qui permettrait de tester explicitement les effets des ESN sur les maladies des cultures. La plupart des études se limite à montrer la présence de pathogènes dans les milieux naturels adjacents aux cultures et dans la culture, suggérant un effet source des ESN.

Enfin, l'analyse de la littérature laisse émerger plusieurs lacunes sur les relations entre ESN et contrôle biologique, comme l'absence de prise en compte de l'ensemble des cultures d'une exploitation, de l'ensemble des ennemis naturels et des bioagresseurs, des interactions entre les différents taxons, des interactions des différents ESN entre eux, des interactions entre les ESN et les autres modes de diversification végétale, de la composante « sol », et, *in fine*, du rendement et de la rentabilité économique. Ce constat peut néanmoins être modulé par l'essor récent d'études multi-sites considérant des protocoles standardisés et ayant le souci de démontrer l'ensemble des liens causaux entre ESN, ennemis naturels, bioagresseurs, régulations biologiques et rendement.

3.7.8.4. Perspectives de recherches

Pour améliorer la compréhension de l'effet des ESN sur les ennemis naturels, les bioagresseurs et leur régulation naturelle, il est nécessaire d'acquérir des connaissances supplémentaires dans de nombreux domaines de l'écologie et de la biologie. Ceci devrait permettre de mieux comprendre la variabilité des effets constatés dans la littérature et de s'orienter vers un cadre plus prédictif des services de régulation biologique.

Étant donné qu'une grande majorité des études sur la question considère des catégories relativement grossières d'ESN sans s'attacher à décrire la variabilité intra- et inter-habitats, il apparaît nécessaire, pour les études futures, de prendre en compte les caractéristiques des différents types d'ESN à l'échelle des paysages, afin de mieux comprendre leurs effets sur la régulation des bioagresseurs. Cette analyse pourra notamment considérer les effets de la composition en espèces végétales, de l'âge, de la structure ou encore de la gestion des ESN. De plus, une large majorité des études sur la question des ESN porte sur l'hétérogénéité de composition des paysages ; la configuration spatiale des ESN, quant à elle, mériterait d'être explorée plus finement. Par ailleurs, il apparaît primordial d'analyser la dynamique temporelle de la biodiversité (intra- et inter-annuelle) au sein des ESN et des ressources qu'ils fournissent aux espèces, ainsi que d'analyser les échanges entre types d'habitats à l'échelle des paysages, afin de mieux comprendre la distribution spatio-temporelle des communautés, des espèces et des services écosystémiques qu'ils rendent.

Le corpus de connaissances actuel étant fortement basé sur des études portant sur des insectes ravageurs aériens, il semble prioritaire de produire des connaissances sur les effets des ESN sur les maladies, les virus, les nématodes et les insectes telluriques, quasiment absents de la littérature (Tableau 3-29). A l'heure actuelle, relativement peu d'études se sont attachées à expliquer la forte dépendance contextuelle dans les effets de ESN sur la régulation des bioagresseurs, en analysant les traits fonctionnels des espèces considérées. Prendre en compte les stratégies d'histoire de vie et les traits fonctionnels des espèces (bioagresseurs et ennemis naturels) apparaît comme un front de science majeur, qui permettrait d'expliquer les différences de réponse aux ESN entre taxons et de comprendre comment s'établissent les interactions trophiques et le service de régulation naturelle. Considérer la dimension « verticale » dans les communautés c'est-à-dire en remplaçant les bioagresseurs au sein des réseaux d'interactions trophiques pour analyser les effets des ressources, mais également des interactions multitrophiques (cascades trophiques), semble également un axe majeur d'acquisition de connaissances dans de futurs travaux sur la question. Enfin la prise en compte des paramètres abiotiques conjointement aux effets des

ESN pour mettre au point des modèles à portée prédictive sur la dynamique spatio-temporelle de la régulation naturelle, semble ouvrir des perspectives intéressantes notamment dans le contexte de changement climatique.

Si les observations et les approches théoriques suggèrent un bénéfice de la diversification des paysages (notamment *via* la présence d'ESN) en faveur d'une meilleure régulation des bioagresseurs, la mise en place opérationnelle de ce principe pour des applications à des situations concrètes reste aujourd'hui un réel défi. En effet, malgré ce patron général positif de l'effet des ESN sur la régulation, l'état des connaissances actuelles ne permet pas de garantir qu'une diversification des paysages par l'implantation d'ESN soutiendra dans tous les cas une régulation significative des bioagresseurs dans les parcelles composant ce paysage, en particulier pour les insectes aériens et les maladies. Une écrasante majorité des études sur les ESN évalue *a posteriori* les effets de l'hétérogénéité des paysages en analysant les niveaux de régulation le long de gradients paysagers. Cependant, ces études ne nous permettent pas de prédire les effets d'une réelle diversification *via* l'implantation d'ESN, par exemple sur la régulation des bioagresseurs. Ainsi, à la place d'une comparaison ad-hoc de différents niveaux de simplification paysagère sur la régulation des bioagresseurs, il est à présent nécessaire d'engager une évaluation explicite des effets des ESN par des expériences à grande échelle de restauration paysagère. La dégradation de la biodiversité et des pools d'espèces à large échelle (régionale), l'histoire des perturbations, les dettes d'extinction et l'augmentation en intensité des changements climatiques sont autant de fronts de science à explorer. Les résultats de cette synthèse appellent donc urgemment au déploiement de paysages et de territoires expérimentaux, pour tester des modalités de déploiement des ESN et leurs effets sur les régulations naturelles des bioagresseurs des cultures.

3.8. Conclusion du chapitre

3.8.1. Le corpus bibliographique mobilisé

La figure 3-48 ci-après met en évidence les masses bibliographiques utilisées pour documenter les effets de chaque mode de diversification sur les bioagresseurs. Elle illustre le fait que les modes de diversification végétale intra-parcellaire sont mieux documentés que les modes de diversification paysagère, d'autant que les corpus bibliographiques relatifs à ces derniers contiennent une part importante d'articles généraux et théoriques, parfois non ciblés sur la régulation des bioagresseurs.

Figure 3-48. Taille des corpus bibliographiques finaux cités pour chaque mode de diversification et part de travaux de synthèse (reviews, méta-analyses, expérimentations multi-sites à large échelle) dans ces corpus

	Nombre de références citées	% travaux de synthèse
Diversité intra-spécifique intra-parcellaire	175	21 %
Diversité inter-spécifique intra-parcellaire	210	30 %
Configuration spatiale X Composition biologique intra-parcellaire	62	19 %
Diversité temporelle intra-parcellaire	165	13 %
Diversité de la portion cultivée du paysage	105	26 %
Diversité de la végétation semi-naturelle dans le paysage	156	20 %

Les principaux contextes géographiques et objets d'études abordés dans la littérature portant sur les effets de la diversité végétale sur les bioagresseurs des cultures varient selon les modes de diversification.

Mélanges variétaux

La littérature porte essentiellement sur la régulation des pathogènes aériens et des insectes aériens. La majeure partie des études concerne les systèmes de grandes cultures. Concernant les pathogènes aériens, la littérature est dominée par les maladies fongiques en grandes cultures, notamment les céréales à paille (blé, orge, avoine, riz) et d'autres grandes cultures (colza) en région tempérée. Quelques travaux portent sur l'arboriculture (pommier) et le maraichage (laitue), ainsi que sur des systèmes tropicaux ou subtropicaux (soja, sorgho, coton, maïs, café, banane). Concernant les insectes aériens, peu de travaux s'intéressent directement à l'effet régulateur des mélanges variétaux, et l'interprétation des mécanismes en jeu s'appuie sur les régulations observées en systèmes naturels. Les études conduites en système cultivé ont été réalisées en majorité en zone tempérée de l'hémisphère nord.

Mélanges d'espèces

Les effets de régulation des bioagresseurs par les associations de cultures de rente sont parmi les plus documentés, comme en témoignent les nombreux travaux de synthèse disponibles. Ils concernent surtout la régulation des adventices, des insectes aériens et de pathogènes aériens. Ces travaux couvrent la quasi-totalité du globe, mais sont très centrés sur l'étude des associations céréales-légumineuses en Europe et Afrique, alors qu'ils couvrent une plus grande gamme de culture pour ce qui est des systèmes maraichers de plein champ et fruitiers.

Les régulations naturelles en systèmes agroforestiers sont également bien documentées, cette fois-ci majoritairement en milieu tropical (Amérique du Sud, Afrique, Asie du Sud-Est – environ 75 % du corpus analysé). Les milieux tempérés (Europe, Etats-Unis et Chine) représentent 20 % des études du corpus. Les milieux semi-arides (Afrique, Nord de l'Inde) sont les moins représentés avec seulement 5 % des études du corpus. Les principaux bioagresseurs étudiés sont les insectes (environ 50 % du corpus), suivis des pathogènes (champignons et bactéries) et des adventices.

Diversification des rotations

Le traitement de la rotation en tant qu'objet d'étude scientifique a décliné dès les années 1970, de façon conjointe avec l'innovation en matière de rotation (cf. Section 1.2.3), rendant difficile la réalisation d'une analyse bibliographique actualisée à ce sujet (d'autant que les travaux académiques publiés avant les années 1990 sont moins bien référencés dans les bases de données bibliographiques telles que le Web of Science). Dans le corpus de l'ESCO, les travaux sur les rotations portent en grande majorité sur leurs effets vis-à-vis des adventices, et, dans une moindre mesure, des nématodes et des pathogènes telluriques. Ces travaux sont essentiellement conduits sur grandes cultures, en contexte nord-américain et européen.

Diversification de la végétation cultivée dans le paysage

Les modalités de diversification de la partie cultivée du paysage (tant en termes de composition que de configuration) sont relativement moins documentées que les autres. Ces travaux concernent essentiellement des paysages de grandes cultures (céréales à paille, maïs soja et colza) européens et nord-américains. Plus de la moitié des études porte sur la régulation des insectes ravageurs des cultures, et environ 20 % sur celle des adventices. La régulation des agents pathogènes est très peu étudiée, et fait essentiellement l'objet de travaux théoriques qui proposent des hypothèses non testées empiriquement.

Diversification basée sur la végétation semi-naturelle du paysage

La végétation semi-naturelle est avant tout considérée dans la littérature sous l'angle de la conservation de la biodiversité dans son ensemble. Elle est peu souvent étudiée sous celui de ses interactions avec la production agricole. Dans le corpus de l'ESCO, les travaux portent ainsi majoritairement sur les ennemis naturels des bioagresseurs associés aux éléments semi-naturels. Lorsqu'ils sont étudiés, les bioagresseurs considérés sont principalement des insectes ravageurs et plus rarement des pathogènes et des adventices. La majorité des articles du corpus concerne les céréales (blé, maïs) et les cultures fruitières (pommier, poirier, cerisier) en milieu tempéré, en Europe et à un degré moindre en Amérique du Nord. La vigne fait également l'objet de différentes études, en milieu méditerranéen, en Afrique du Sud ou aux Etats-Unis.

3.8.2. Effets de la diversité végétale sur la régulation des bioagresseurs : une synthèse

Principaux effets des modes de diversification végétale sur les grandes catégories de bioagresseurs

Le **principe** de la régulation des bioagresseurs par la diversification des couverts végétaux à différentes échelles de temps et d'espace repose essentiellement sur le fait qu'un même bioagresseur ne peut consommer/coloniser toutes les plantes cultivées : il existe une **spécialisation des bioagresseurs vis-à-vis des plantes cultivées** qui peut être plus ou moins marquée, tant au niveau interspécifique qu'intra-spécifique (par exemple dans le cas des interactions virulences/gènes de résistance chez les maladies ou les nématodes). En d'autres termes, la « différence » d'une plante vis-à-vis de sa voisine est un des principaux déterminant des mécanismes biologiques et écologiques pouvant favoriser la régulation des bioagresseurs. S'ajoute à cela l'intervention des ennemis naturels des bioagresseurs, qui dépend fortement de la fourniture de différentes ressources pour ces organismes auxiliaires (ressources florales, proies alternatives, sites d'hivernation, etc.), basée elle aussi sur la diversité végétale à différentes échelles spatiales et temporelles. La différence entre plantes au sein d'un peuplement a été considérée dans cette synthèse du point de vue de sa gestion agronomique, c'est à dire selon le niveau de diversité intra- et interspécifique, ainsi que par des caractéristiques de déploiement temporelles et spatiales, de la parcelle au paysage. Cela nous a amenés à définir une typologie de « modes de diversification ». D'autres différences entre plantes non considérées explicitement dans cette typologie peuvent toutefois intervenir dans

les effets de la diversité végétale sur la régulation, comme les traits des plantes : ces différences sont mentionnées dans les sections dès lors que des connaissances sont disponibles dans la littérature. En pratique, les facteurs modulant l'intensité de la régulation ont fait l'objet d'une analyse approfondie dans les sections de ce chapitre. Globalement, si quelques « grandes règles » sur l'efficacité de la régulation des bioagresseurs par la diversification peuvent être tirées (sens et intensité des effets), la littérature montre également que leurs impacts sont très variés. Les conclusions (et donc les perspectives d'application) sont donc souvent spécifiques de chaque situation, culture et catégorie de bioagresseur.

La synthèse des effets des modes de diversification végétale montre que chaque catégorie de bioagresseurs **répond positivement à au moins un mode de diversification (à savoir qu'il y a une tendance à la régulation, celle-ci pouvant être limitée) et que les effets négatifs (à savoir que la diversité végétale favorise le bioagresseur) s'avèrent extrêmement limités** (cas unique des gastéropodes en système agroforestier). **Les effets ambigus (à savoir que la littérature relate des effets positifs et négatifs) existent pour la plupart des catégories de bioagresseurs, mais restent minoritaires** (Tableau 3-30).

Légende du Tableau 3-30 :

- **Nature de l'effet de la modalité de diversification sur la régulation du bioagresseur concerné :**

	Consensus de la littérature en faveur d'un effet positif sur la régulation du bioagresseur. Le niveau d'intensité du vert traduit le <u>niveau de consensus</u> de la littérature sur le sens positif de l'effet (+ le vert est foncé, + le consensus est fort)
	Absence de consensus de la littérature : effet ambigu
	Consensus de la littérature en faveur d'un effet négatif sur la régulation du bioagresseur. Le niveau d'intensité du rouge traduit le <u>niveau de consensus</u> de la littérature sur le sens négatif de l'effet (+ le rouge est foncé, + le consensus est fort)
	0 Pas d'effet significatif (des travaux existent mais ne mettent en évidence aucun/très peu d'effet)
	Hypothèses théoriques sur l'existence d'un effet sur la régulation du bioagresseur mais pas de preuves
	? Information insuffisante pour conclure (y compris sur le plan théorique)

- **Niveau d'investigation de ces effets dans la littérature (recul scientifique) :**

	littérature rare/très peu abondante (mais suffisamment robuste pour conclure)
	littérature relativement abondante mais pas (ou très peu) de travaux de synthèse/reviews
	littérature abondante incluant des travaux de synthèse/reviews

Tableau 3-30. Synthèse des effets des différentes modalités de diversification végétale sur les différentes catégories de bioagresseurs

Catégories de bioagresseurs → Modalités de diversification ↓	Adventices	Insectes aériens	Insectes telluriques	Maladies vectorielles	Pathogènes aériens	Pathogènes telluriques	Nématodes	Autres bioagresseurs		
Mélanges variétaux	* Effet attendu positif	**	?	* Effet faible	*** Amplitude très variable	* Effet faible	?	?		
Cultures associées	***	*** Effet fort	*	?	*** Effet fort	* Amplitude variable	?	?		
Agroforesterie	** Effet assez fort	*** Amplitude variable	?	?	** Effet plus faible que pour les insectes	?	* *	striga : *	gastéropodes : * Effet lié à l'absence de travail du sol	
↗ diversité rotations	*** Effet fort lié au travail du sol	* Effet à l'échelle du paysage	* Effet potentiellement fort	?	* Efficace lorsque l'inoculum est local	* Effet potentiellement fort	** Effet potentiellement très fort	?		
↘ part d'une culture dans le paysage	?	* *	?	* Effet attendu positif		?	?	rats taupiers : *		
↗ diversité de l'assolement	0*	* *	?	* Effet attendu positif		?	?	araignées : 0*	chauves-souris : *	oiseaux : *
↘ taille des parcelles	* *	* *	?	* Effet attendu peu clair			* Effet attendu peu clair	?		
↗ distance d'isolement entre cultures	* Effet attendu variable	* *	* Effet attendu positif	* Effet attendu positif			* Effet attendu positif	?		
↗ diversité des ESN* dans le paysage	* Effet attendu positif	** Effet faible	?	* *			?	Acariens : * Effet attendu positif		

NB : La **non-additivité des effets** synthétisés dans ce tableau interdit toute lecture transversale entre lignes mais aussi entre colonnes. Cette règle est d'autant plus fondamentale que l'analyse des effets multiples de chaque modalité de diversification sur des cortèges de bioagresseurs, ainsi que des effets combinés de plusieurs modalités de diversification constitue un champ de recherche à développer.

* ESN : éléments semi-naturels

Dans le détail, le sens de la réponse, positif, négatif, neutre ou ambigu, à chaque mode de diversification est liée aux traits de vie des bioagresseurs (voir section 3.1.2). **La capacité et le mode de dispersion** de l'organisme bioagresseur cible déterminent une grande partie du potentiel de régulation des différents modes de diversification végétale. Par exemple, les organismes à faible capacité de dispersion, typiquement les bioagresseurs telluriques (insectes, agents pathogènes, nématodes) et la plupart des adventices, répondent principalement à la rotation des cultures, qui correspond, d'un point de vue écologique, à une diversification temporelle *in situ* de la composante végétale. A l'inverse, les modes de diversification impliquant des processus spatialisés à courte distance (utilisation de mélanges de variétés ou d'espèces dans la parcelle, sans doute déployée à un grain grossier pour ces organismes) ou à plus longue distance (mosaïques parcellaires ou gestion/implantation d'habitats semi-naturels) ont peu d'effet sur le développement de ces organismes compte tenu de leur biologie. Les organismes très mobiles, comme les insectes et agents pathogènes aériens, répondent quant à eux à une diversification impliquant des processus spatialisés tant aux échelles larges lors de la dispersion, qu'aux échelles fines du voisinage entre plantes lors de la colonisation ou de l'infection. **La spécialisation d'hôtes** est un autre trait majeur influençant la réponse des bioagresseurs aux modes de diversification végétale. Ainsi, la diversification végétale à toutes les échelles spatiales et temporelles permet de limiter les populations d'insectes phytophages spécialistes alors qu'elle a un effet limité sur les insectes généralistes. Enfin, les **capacités d'évitement**, typiquement les possibilités pour les bioagresseurs de subsister sous des formes de dormance, peuvent influencer (positivement, négativement ou de façon neutre) leurs réponses à la diversification végétale.

Globalement, il apparaît d'après le tableau 3-30 que :

- Les **adventices** sont principalement régulées par la diversité interspécifique à l'échelle parcellaire et les rotations. De façon notable par rapport aux autres groupes de bioagresseurs pour lesquels les études se focalisent très majoritairement sur une espèce cible, les communautés d'adventices sont particulièrement analysées dans la littérature. Les principaux traits impliqués dans les effets de la diversification végétale sont leurs traits démographiques et de forme de résistance. Les associations d'espèces agissent *via* leur arrangement spatial, qui favorise la compétition pour les différentes ressources, notamment la lumière. L'allélopathie, en lien avec les traits de communication entre plantes, est de plus en plus souvent invoquée dans la littérature (notamment en système agroforestier) mais reste peu démontrée. Les rotations agissent en diversifiant les pressions de sélection au cours du temps. A l'échelle du paysage, les effets restent principalement théoriques et très peu étudiés. La littérature est quasi-inexistante sur l'effet de la diversification intraspécifique ;
- Les **insectes aériens**, ravageurs ou vecteurs de maladies, sont le groupe taxonomique le plus largement étudié dans la littérature en couvrant toute la gamme des modes de diversification végétale. Les pucerons sont particulièrement étudiés (en lien avec leur importance agronomique, en représentant 25% des bioagresseurs des principales cultures en milieux tempérés et 50% des virus transmis par les insectes (Dedryver *et al.*, 2010)), mais de nombreux taxons sont analysés sur un très large panel de cultures annuelles et pérennes. Leur réponse à la diversification végétale est majoritairement positive. Les insectes peuvent être régulés principalement par la diversité interspécifique (et dans une moindre mesure la diversité intra-spécifique) dans la parcelle et les rotations, et à l'échelle du paysage, par la diversité des cultures. Généralement, la diversité des éléments semi-naturels favorise les ennemis naturels (tant en abondance qu'en diversité), sans toutefois que les conséquences sur la régulation des bioagresseurs ne soient démontrées. Les principaux traits impliqués dans les effets de la diversification sont le degré de spécialisation vis-à-vis de la plante hôte et la capacité de dispersion. Les mécanismes intervenant dans leur régulation sont nombreux et sont principalement associés à la disponibilité spatiale et temporelle des ressources (notamment la culture cible) aux échelles intra-parcellaires et paysagères, ainsi qu'à la présence et à l'abondance des ennemis naturels ;
- Les **agents pathogènes aériens** ont été très largement étudiés à l'échelle de la parcelle, et beaucoup moins à l'échelle du paysage (en tout cas expérimentalement). La littérature est globalement dominée par les maladies fongiques des céréales à paille. A l'échelle de la parcelle, ces bioagresseurs peuvent être régulés principalement par la diversité intra-spécifique et les rotations et, dans une moindre mesure, par la diversité interspécifique. Les effets de la diversité végétale paysagère sont surtout théoriques et résultent de travaux de modélisation : la fragmentation des paysages et les barrières à la dispersion (comme les haies) ont un effet attendu positif ; Cependant, des effets négatifs des habitats semi-naturels sur l'incidence de certaines maladies en parcelle ont été observés, du fait de la présence de plantes hôtes relais. Les principaux traits impliqués dans les effets de la diversification végétale sont la spécialisation à l'hôte, le caractère polycyclique de la maladie et la période de latence (traits démographiques) ainsi que la capacité de dispersion. Les mécanismes intervenant principalement dans leur régulation sont la dilution/concentration de l'hôte, l'effet barrière et celui du microclimat ;

- Les **agents pathogènes telluriques** présentent des réponses moins marquées à la diversification (notamment intra-spécifique) que les agents pathogènes aériens, compte tenu de leur plus faible capacité de dispersion. Toutefois, cette dernière les rend d'autant plus sensibles à la diversification temporelle des cultures (rotations) ;
- Les **insectes telluriques, les nématodes, les gastéropodes et les acariens** sont très peu étudiés dans la littérature scientifique. Une exception notable est l'étude de l'effet des rotations sur les nématodes, d'autant plus susceptibles d'être régulés par les rotations qu'ils sont peu mobiles.

Il ressort ainsi que les mécanismes impliqués dans la régulation des bioagresseurs par la diversité végétale sont, premièrement, des **mécanismes d'interactions entre les plantes et les bioagresseurs** (mécanismes ascendants dits *bottom-up* suivant la logique des interactions trophiques verticales), **et la compétition entre plantes** (cf. introduction du chapitre). Ils sont soit d'ordre structurel, comme la distance physique entre deux plantes hôtes, la dilution ou les effets barrière, soit d'ordre biotique, à l'instar des mécanismes de défenses naturelles ou la compétition pour les ressources. La régulation des bioagresseurs implique également des niveaux trophiques multiples, principalement des interactions avec leurs **ennemis naturels** (mécanismes descendants dits *top-down*), eux-mêmes très majoritairement favorisés par la diversité intra- et interspécifique dans la parcelle, et, à l'échelle du paysage, la diversité des assolements, les rotations et la quantité et la diversité des habitats semi-naturels (ces mécanismes sont détaillés dans les sections dédiées à chaque mode de diversification). Des effets marginalement positifs de la diversité interspécifique dans la parcelle sur les ennemis naturels existent également. Les mécanismes *bottom-up*, *top-down* et la compétition peuvent également agir de concert ou, *a contrario*, de façon opposée. Ces interactions expliquent la diversité des effets des modes de diversification végétale sur la régulation des bioagresseurs. Par exemple, les effets bénéfiques de la diversité végétale sur les populations d'ennemis naturels s'associent assez souvent à une augmentation des populations de bioagresseurs. En conséquence, les effets de déploiement de mesures de diversification végétale sur la régulation restent difficiles à prévoir de façon générale : leur issue est largement dépendante du contexte. Dépasser le cas par cas pour monter en généralité nécessite de définir un cadre théorique intégrant les traits des organismes et les mécanismes en jeu. Un tel cadre est nécessaire pour proposer des hypothèses fortes sur les effets régulateurs des modes de diversification végétale. A ce titre, les cadres théoriques proposés par l'écologie fonctionnelle représentent sans doute une voie à explorer.

Sur l'ensemble du tableau 3-30, on constate que :

- Les **attendus théoriques**, mais non testés expérimentalement, relèvent principalement des modes de diversification végétale à l'échelle du paysage (cases bleues). En complément, la littérature apparaît plus fournie, notamment en travaux de synthèse (notés ***), sur les modes de diversification à l'échelle de la parcelle (diversification tant spatiale que temporelle). Ce constat pointe un **besoin majeur de travaux scientifiques conduits à des échelles larges d'espace (i.e. le paysage) et de temps** aidant ainsi à identifier des priorités de recherche (cf. section 3.8.7).
- Une **ambiguïté de certains patrons** de réponse des bioagresseurs aux modes de diversification végétale fournis par la littérature (cases jaunes). Cette ambiguïté s'explique dès lors que l'on examine les effets des mécanismes écologiques sous-jacents. En effet, la littérature met en évidence des effets opposés entre mécanismes (par exemple, des effets directs issus des interactions entre bioagresseurs et plantes, et des effets indirects différents *via* les ennemis naturels – voir ci-dessus), témoignant de la complexité des processus en jeu. Ceci est particulièrement le cas des modes de diversification reposant sur la composition de la végétation dans le temps et l'espace (à toutes les échelles). Les effets de la configuration de la végétation sont par contre plus univoques. Ce constat renforce le **caractère indispensable d'une meilleure connaissance des mécanismes écologiques et épidémiologiques à tous les niveaux d'organisation, plante, couvert (ou peuplement) et paysage, et des traits de vie des bioagresseurs et des plantes-hôtes qui sous-tendent la régulation**.
- Pour chaque catégorie de bioagresseur, un **effet globalement positif** des différents modes de diversification sur la régulation est attesté par la majorité de cases vertes. A contrario, l'**absence d'effets défavorables** à la régulation biologique est illustrée par l'absence de cases rouges, à l'exception du cas des gastéropodes en système agroforestier. Si ce résultat général peut être perçu comme positif au premier abord, il appelle à une certaine **prudence** car il cache une réalité multifactorielle :
 - Une majorité d'effets positifs peut simplement révéler un **biais de publication scientifique** dès lors que les recherches publient en premier lieu des effets à la fois positifs et les plus probables à obtenir. Elles sont également orientées sur les bioagresseurs associés aux enjeux économiques les plus importants (voir Chapitre 1), et mettent ainsi en évidence un patron dont la généralité reste à évaluer. La

caractérisation des champs d'application (contexte agronomique, climatique, cultures focales, etc.) réalisé dans cette synthèse est une aide pour identifier ce type de biais (voir les tableaux de synthèse associés à chaque mode de diversification et section 3.8.1). Les effets des modes de diversification végétale par la diversification intra-spécifique à l'échelle de la parcelle semblent par exemple particulièrement soumis à ce risque de biais scientifique. En effet, la littérature est largement dominée par l'étude des agents pathogènes des céréales à paille en milieu tempéré, reconnus pour présenter des réponses positives à ce mode de diversification végétale.

- La **non-additivité des effets** synthétisés dans ce tableau interdit toute lecture transversale entre modes de diversification mais aussi entre catégories de bioagresseurs. Cette règle est d'autant plus fondamentale que l'analyse des effets multiples de chaque mode de diversification sur des cortèges de bioagresseurs, ainsi que des effets combinés de plusieurs modes de diversification constitue un champ de recherche à développer (cf. infra).
- **Les effets positifs par grande catégorie de bioagresseur ou par mode de diversification ne préjugent en rien de leurs additivités**, car ils reposent notamment sur des mécanismes dépendant des traits des organismes en jeu. Concrètement, penser que l'on puisse obtenir une régulation satisfaisante (c'est-à-dire un niveau de population inférieur au seuil de nuisibilité) d'un bioagresseur cible, voire d'un cortège de bioagresseurs, en associant des pratiques, serait une erreur épistémologique majeure. D'une part, les effets positifs de différents modes de diversification sur une catégorie donnée de bioagresseurs peuvent reposer sur des mécanismes écologiques opposés ou difficilement compatibles. De ce fait, les effets positifs de deux modes de diversification sur la régulation d'un même bioagresseur ⁴⁶ ne préfigurent pas du caractère substituable de ces modes de diversification pour réguler ce bioagresseur, ni de leur capacité à réguler une large gamme de taxons relevant de cette catégorie de bioagresseurs si ces modes sont mis en œuvre conjointement. D'autre part, les effets d'un mode de diversification donné sur la régulation de différentes catégories de bioagresseurs dépendent de la déclinaison de ce mode de diversification testé vis-à-vis de chaque catégorie de bioagresseurs. De ce fait, **la seule lecture du tableau ne permet pas de conclure qu'une déclinaison particulière du mode de diversification est efficace pour réguler différentes catégories de bioagresseurs**⁴⁷. Les limites et champs d'application explicités dans le tableau présentent des informations utiles pour comprendre cette précaution de lecture et éviter la surinterprétation des résultats présentés. Il est à noter le défaut de bibliographie sur ces enjeux d'additivité des modes de diversification végétale.

Un constat général positif, mais des situations spécifiques à préciser

Une apparente idiosyncrasie (c'est-à-dire des résultats spécifiques à chaque cas d'étude) ressort formellement de la synthèse. La dépendance au contexte (agricole, pédo-climatique, ...) reste un résultat majeur et transversal pour les effets de l'ensemble des modes de diversification végétale sur la régulation des bioagresseurs. Toutefois, les déterminants de ce phénomène sont clairement identifiés dans cette synthèse :

- La **caractérisation des traits de vie des bioagresseurs** (et de leurs **ennemis naturels** le cas échéant) est souvent déterminante pour identifier le ou les modes de diversification à privilégier. En effet, les mécanismes écologiques associés qu'ils mobilisent dépendent directement des traits des bioagresseurs.
- Les **pratiques agricoles** mises en œuvre dans les parcelles et, par répercussion, à l'échelle du paysage, sont les déterminants principaux de la variation des effets observés entre situations de production. Les pratiques agricoles relevant de décisions humaines, elles constituent un levier apte à favoriser l'expression des régulations naturelles. Les contraintes agronomiques qui les sous-tendent et le besoin de combinaison de pratiques cohérente au sein d'un système de production restreignent toutefois le champ des possibles.

⁴⁶ Par exemple la diversité intraspécifique intraparcellaire (mélanges variétaux) et la diversité temporelle intraparcellaire (rotations) dont l'effet individuel positif sur la régulation des maladies d'origine tellurique est bien démontré.

⁴⁷ Par exemple, la lecture de la ligne « diversité temporelle intraparcellaire (rotations) » ne permet pas de conclure qu'un allongement des rotations a un effet simultanément positif sur la régulation des adventices, des insectes telluriques, des maladies aériennes et telluriques, des nématodes et des limaces. Elle permet uniquement de conclure que (i) lorsque les rotations sont conçues pour réguler les adventices, leur effet positif sur la régulation de ces bioagresseurs tend à être démontré, ou encore que (ii) lorsqu'elles sont conçues pour réguler les maladies d'origine tellurique, la littérature (abondante) démontre un effet potentiellement très fort sur la régulation de ces bioagresseurs.

- Les **conditions climatiques** locales et saisonnières sont des facteurs majeurs des effets régulateurs des modes de diversification végétale. Les événements climatiques ponctuels, comme des saisons particulièrement froides, chaudes, humides ou sèches, peuvent perturber l'expression attendue de la régulation naturelle des bioagresseurs, en entraînant par exemple une mortalité accrue de leurs ennemis naturels. Si la littérature scientifique invoque systématiquement (dans les études menées sur au moins deux années) les conditions climatiques comme un facteur explicatif de la variabilité des effets observés, les enjeux de durabilité des modes de diversification dans le contexte du changement climatique représentent un front de recherche majeur. La synthèse témoigne que certains modes de diversification constituent des facteurs de stabilité des rendements (ex : diversité intra-spécifique intra-parcellaire) et de résilience de la biodiversité (ex : diversité des éléments semi-naturels dans le paysage). Ils offrent en cela des avantages majeurs face aux phénomènes météorologiques imprévisibles. Renforcer les recherches sur ce sujet apparaît indispensable dans le contexte actuel de changement climatique.

Une connaissance lacunaire des effets combinés de plusieurs modes de diversification végétale sur plusieurs bioagresseurs

Du fait de la diversité des traits des bioagresseurs et de leurs ennemis naturels, il semble illusoire voire impossible qu'un mode unique de diversification végétale soit efficace pour la régulation de l'ensemble des bioagresseurs (aussi appelé cortège) d'un système de culture d'intérêt. Le développement de combinaisons de modes de diversification aptes à réguler le cortège de bioagresseurs dans une situation donnée est donc requis. Pourtant, **extrêmement peu d'études scientifiques du corpus analysé** (mais voir Encadré 3-3) **évaluent le potentiel de régulation permis par la combinaison de modes de diversification végétale. De même, aucune étude empirique du corpus n'évalue le potentiel de régulation vis-à-vis de plusieurs bioagresseurs.** Il est donc impossible de proposer à l'heure actuelle une approche de régulation d'un cortège de bioagresseurs (d'une même culture ou d'un ensemble de cultures) basée sur le déploiement d'une combinaison de modes de diversification végétale.

Toutefois, la synthèse ne relève pas de risque d'effet adverse (c'est-à-dire une augmentation des bioagresseurs ciblés) quand la diversification pour la régulation d'un bioagresseur est une stratégie en soi. Le potentiel de gestion de multiples bioagresseurs par une combinaison stratégique de modes de diversification végétale existe donc. Ce constat, établi en croisant des niveaux de connaissance à des échelles « méta » (tant sur les modes de diversification végétale regroupés ici en principales catégories, que pour les bioagresseurs regroupés à des niveaux taxonomiques larges) doit toutefois être modulé quand on considère de façon située (c'est-à-dire au sein d'un territoire donné) des modes de diversification précis et un cortège de bioagresseurs (et leurs ennemis naturels) spécifique.

Force est de constater que les connaissances scientifiques et le développement de nouveaux travaux se heurtent aujourd'hui à l'**absence de cadre théorique synthétique** permettant de comprendre l'effet de la combinaison de multiples modes de diversification sur les bioagresseurs. Cette absence freine l'acquisition de connaissances et l'innovation pour élaborer des combinaisons en rupture avec celles pratiquées.

Encadré 3-3. L'unique cas de combinaison de modes de diversification renseigné dans la littérature : l'interaction positive entre composition et configuration des paysages agricoles

A l'échelle du paysage, les études abordant la diversification végétale considèrent avant tout les effets de la composition du paysage, qu'il s'agisse de la composition de la mosaïque cultivée ou de celle en éléments semi-naturels (ESN). Les effets de configuration sont plus rarement pris en compte. Toutefois, une différence notable existe sur cet aspect entre, d'une part, les effets de configuration de la mosaïque cultivée et, d'autre part, ceux des ESN. Les premiers sont en effet plus aisément quantifiables au travers de métriques telles que la surface des parcelles ou leurs distances dès lors que l'on dispose de cartes du parcellaire agricole. Ils font donc l'objet de plusieurs études. Les seconds sont plus rarement mesurés, et donc étudiés, car la configuration des ESN est bien plus difficile à démêler de la composition (comme par exemple le cas de la densité de haies).

Bien que lacunaire, l'étude des effets de la configuration du paysage mérite une bien plus grande attention. En effet, et de façon très intéressante, les quelques études conjointes des hétérogénéités de composition et de configuration de la mosaïque cultivée suggèrent que la force des effets de configuration est au moins égale à celle des effets de composition. Ainsi, la diversification des paysages en vue de réguler les bioagresseurs devrait impliquer non seulement une diversité des assolements, mais de façon tout aussi importante une réduction de la taille des parcelles. De plus, une méta-analyse récente et remarquable par le nombre de données mobilisé (Martin *et al.*, 2019) a montré les effets d'interactions entre composition (proportion d'ESN) et configuration (densité de bordures, qui est un indicateur de la taille des habitats y compris les parcelles) du paysage sur la régulation des bioagresseurs. La prise en compte de ces interactions permet de conclure que des paysages avec des linéaires de haies entre 200 et 400m par ha sont les plus à même de concilier rendement et intensification écologique.

Il est donc important de se doter de dispositifs spatiaux emboîtés (régions / paysage / parcelle) seuls à même de démêler l'écheveau de la multiplicité des facteurs confondants opérant à ces échelles, et d'aborder correctement l'étude des interactions entre les effets de configuration et de composition, aussi bien de la mosaïque cultivée que des ESN. L'utilisation de ces dispositifs a produit quelques-unes des études les plus remarquables du corpus analysé sur ces modes de diversification à l'échelle du paysage. Par ex. Alignier *et al.* (2020) ont montré qu'une plus grande hétérogénéité de la configuration des parcelles (c'est-à-dire des parcelles plus petites) dans le paysage favorise davantage la diversité des adventices dans les parcelles que la diversité des assolements, et autant que la proportion d'habitats semi-naturels. Les habitats semi-naturels sont des sources d'espèces végétales variées tandis que les tailles de parcelles réduites facilitent la dispersion des plantes (y compris celles dispersant sur de courtes distances). La diversité des communautés d'adventices étant favorable à leur régulation dans les parcelles, la diversité des paysages au travers de leur composition et de leur configuration est un facteur positif de leur régulation.

3.8.3. Des effets évalués dans des conditions non optimales

Le travail de synthèse bibliographique s'est attaché à considérer les travaux portant explicitement sur les effets de la diversité végétale sur la régulation des bioagresseurs. Pour autant, cette dernière n'est pas nécessairement l'objectif premier dans lequel les modes de diversification ont été mis en œuvre dans les travaux analysés. En effet, les modes de diversification végétale dont les effets sur la régulation sont analysés dans ce chapitre ont été mis en place en réponse à une grande diversité d'objectifs, ce qui contribue à expliquer la variabilité des effets de régulation constatée. Le tableau de synthèse 3-30 démontre une structuration en deux grandes parties : les modes de diversification à la parcelle (mélanges de variétés, d'espèces, rotations) présentent des effets majoritairement positifs, et davantage que les modes de diversification à l'échelle du paysage (diversité des assolements, diversité des ESN). Notre synthèse relie notamment ce résultat à l'intention associée au déploiement du mode de gestion : si les modes de diversification à la parcelle peuvent être pensés dans un objectif de régulation des bioagresseurs, la structure des paysages n'est jamais gérée dans cet objectif. Plus précisément, il apparaît que **lorsqu'un mode de diversification est pensé et optimisé dans un objectif de régulation d'un bioagresseur donné (objectif affiché dans les articles), son effet en termes de régulation est très fréquemment positif**. Si ce constat peut être un biais de publication, il souligne également que l'enjeu de déploiement du mode de diversification dans l'objectif de régulation d'un bioagresseur s'avère central : lorsque les associations variétales, d'espèces, les rotations et, dans une moindre mesure toutefois, l'implantation d'infrastructures agroécologiques en bordure de parcelle sont mis en œuvre dans cet objectif, les effets s'avèrent

très majoritairement positifs. Quand c'est un autre objectif agronomique qui est visé et que la régulation est simplement une donnée supplémentaire récoltée dans l'étude, les effets en termes de régulation apparaissent beaucoup moins probants. Ce constat est illustré dans la synthèse sur les rotations des cultures. Les modes de diversification relatifs à la diversité des fractions cultivée et semi-naturelle des paysages, actuellement non gérés dans un objectif de régulation des bioagresseurs sauf rares exceptions, présentent ainsi des effets théoriques positifs, mais des résultats empiriques davantage ambigus. L'objectif visé par la mise en œuvre du mode de diversification est donc un déterminant majeur de son effet en termes de régulation des bioagresseurs.

Plus précisément, on peut distinguer trois cas de figures :

- **Certains modes de diversification sont conçus et mis en place principalement (mais pas forcément uniquement) pour lutter contre certains bioagresseurs.** C'est le cas de l'utilisation de mélanges variétaux, conçus et utilisés pour lutter contre les maladies causées par des pathogènes principalement aériens. En conséquence, les effets de régulation rapportés dans la littérature pour ce mode de diversification peuvent être considérés comme ceux qu'on peut obtenir pour favoriser la régulation naturelle de ces bioagresseurs.

- **D'autres modes de diversification sont mis en place à des fins diverses** (et parfois exclusives les unes des autres). Dans le cas des rotations par exemple, la gestion des bioagresseurs n'est pas nécessairement l'objectif principal. Or, selon l'objectif recherché par l'agriculteur, la rotation à mettre en place ne sera pas la même. Ainsi, pour de tels modes de diversification, un biais de la littérature existe : on peut faire l'hypothèse que l'effet de régulation rapporté dans la présente synthèse est susceptible de sous-estimer le potentiel de régulation offert par ce mode de diversification pour protéger les cultures.

- **Enfin, certaines dimensions de la diversité végétale ne font pas l'objet d'une gestion dédiée à la régulation des bioagresseurs.** C'est le cas de la structure des paysages, que ce soit pour leur composante cultivée ou semi-naturelle. Ainsi, la diversité des cultures dans un paysage est la résultante des choix de gestion individuels non coordonnés. De même, si le maintien ou l'implantation d'une haie sont décidés par l'agriculteur, la continuité, l'agencement et la quantité de ces éléments dans le paysage n'est qu'une résultante non maîtrisée des choix de gestion individuels. Ainsi, l'analyse des effets de la diversité végétale à l'échelle du paysage consiste en une analyse de la diversité des situations existantes. La littérature adopte alors une posture observationnelle des effets de gradients de paysages sur les régulations des bioagresseurs. Ces analyses sont conduites « toutes choses étant égales par ailleurs », hypothèse forte, et largement reconnue comme inexacte dans ces dispositifs. Typiquement, les pratiques agricoles peuvent varier très fortement entre parcelles et, par leur addition, entre paysages (la répartition des parcelles en agriculture biologique par exemple n'étant pas aléatoire ou uniforme dans un territoire).

La grande majorité de la bibliographie s'inscrit dans des systèmes de culture conventionnels. Ces systèmes de production présentent des bouquets de pratiques reposant notamment sur l'utilisation de pesticides et des engrais de synthèse. Ces pratiques agricoles conventionnelles induisent depuis des dizaines d'années des pressions fortes sur les organismes présents ; ainsi, le déclin massif des insectes est estimé à 80% en milieux agricoles en Europe (Hallmann *et al.*, 2017), celui des oiseaux des milieux agricoles français de 38% (Chevalier, 2019). Ces résultats se retrouvent dans l'ESCO sur les impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques (Leenhardt *et al.*, 2022). Cette expertise indique également que les espaces agricoles sont les plus contaminés par ces substances et que leurs effets directs (dont intergénérationnels) et indirects (dont la réduction des ressources alimentaires, des habitats et la modification des interactions biotiques) sur les organismes non cibles s'avèrent maximaux à l'échelle locale. En conséquences, les effets des perturbations liées aux phytosanitaires interfèrent probablement sur les résultats des études expérimentales sur les effets de la diversité végétale sur la régulation biologique qui sont menées en conditions ponctuelles de non traitement : le cortège d'espèces local est la résultante des pratiques engagées dans ces systèmes de production sur du plus long terme que la période d'étude, et sur de plus larges échelles spatiales. Les systèmes conventionnels reposent également sur des variétés sélectionnées pour être conduites avec un usage important d'intrants.

Ainsi, si les connaissances acquises dans ces systèmes permettent de percevoir les attendus possibles d'une re-diversification des parcelles et des paysages, la force des effets observés à ce jour pourrait être sous-estimée. En effet, selon les hypothèses du gradient de stress (Bertness et Callaway, 1994) et de la perturbation intermédiaire (Grime, 1973), l'effet bénéfique de la diversification végétale devrait être accentué en conditions de stress, donc plutôt en systèmes bas-intrants (Brooker *et al.*, 2005) ; c'est par exemple démontré dans la méta-analyse de Reiss et Drinkwater (2018) sur les mélanges de variétés ou expérimentalement sur les associations de cultures (ex.

Betencourt *et al.*, 2012). L'activité des ennemis naturels est également diminuée dans les parcelles s'inscrivant dans des paysages dominés par l'agriculture conventionnelle (Monteiro *et al.*, 2013 ; Maalouly *et al.*, 2013).

Une hypothèse alternative repose sur l'existence d'un effet « parapluie chimique » assuré par les produits phytosanitaires utilisés à l'échelle du paysage. Selon cette hypothèse, l'usage de pesticides dans les paysages limiterait la pression globale des bioagresseurs, y compris pour les parcelles non traitées, aboutissant à une surestimation des effets des modes de diversification expérimentés à une échelle locale. Un travail récent de modélisation détecte ce risque (Delattre *et al.*, 2022), suggérant que l'arrêt de l'usage des produits phytosanitaires pourrait ainsi conduire à une augmentation de la pression de bioagresseurs. Cependant, très peu d'études à ce jour se sont intéressées aux effets de l'arrêt de l'usage des pesticides sur la pression de bioagresseurs, et une synthèse de ces travaux ne semble pas soutenir l'hypothèse de l'« effet parapluie » dans les gammes d'utilisation de produits phytosanitaires explorées (Muneret *et al.*, 2018). Notons que notre capacité à prédire l'ampleur des effets de la diversification en dehors des gammes de variation étudiées, ainsi que résultant de l'implémentation de modes de diversification en combinaison, reste limitée. Toutefois, un travail de synthèse récent mobilisant le peu de littérature disponible sur ce sujet conclut que l'hypothèse d'un risque bioagresseur accru dans un contexte de diminution du recours aux produits phytosanitaires apparaît peu probable (Petit *et al.*, 2020). De plus, des travaux empiriques récents indiquent que les interactions entre niveau d'usage des produits phytosanitaires et hétérogénéité des paysages sont à considérer (Etienne *et al.*, 2022). L'hétérogénéité du paysage peut ainsi limiter la pression des bioagresseurs même en cas d'un plus faible recours aux produits phytosanitaires (Muneret *et al.*, 2018).

Un enjeu de recherche consiste donc à évaluer les effets de la diversification végétale sur les bioagresseurs et les niveaux de rendement dans des systèmes de production agroécologiques, cohérents dans leurs pratiques et mis en œuvre à l'échelle des paysages. Il est utile de constater que **malgré des conditions d'évaluation possiblement sous-optimales pour l'expression des mécanismes qui sous-tendent la régulation des bioagresseurs par la diversification végétale, les résultats de la synthèse s'avèrent encourageants quant à leur déploiement pour favoriser la régulation des bioagresseurs.**

3.8.4. Les adventices : composante de la diversité végétale et bioagresseurs

Lorsque l'on s'intéresse à la diversité végétale dans les agroécosystèmes se pose la question du statut et des rôles de la flore adventice au sein des parcelles : (1) en tant que concurrentes des plantes cultivées pour l'accès aux ressources, elles sont des bioagresseurs ; (2) en tant que l'une des composantes basales des réseaux trophiques, elles offrent des ressources végétales variées (y compris les pollens pour les acides aminés et les nectars pour les sucres) à des organismes bénéfiques (ennemis naturels, pollinisateurs) et contribuent à héberger localement des populations d'ennemis naturels, parfois des espèces rares ; (3) en tant que réservoirs de bioagresseurs pour les espèces cultivées.

La présente synthèse met clairement en évidence que deux descripteurs des populations et communautés d'adventices sont nécessaires pour aborder la question du statut des adventices. **L'abondance/densité des adventices** indique le niveau des populations locales et leur impact concurrentiel sur la production agricole. L'effet des différents modes de diversification sur ces indicateurs donne un premier niveau d'information sur la régulation de la flore adventice, mais insuffisant compte tenu du double rôle de cette flore. Outre l'abondance, **la diversité des communautés d'adventices** est un indicateur quant à elle du niveau de régulation écologique (par les mécanismes de compétition et de prédation) et agronomique (en particulier par les pratiques de travail du sol et de désherbage mécanique ou chimique) de la communauté végétale locale. Une communauté diversifiée et équilibrée a pour conséquence une limitation de l'impact concurrentiel de la flore adventice sur la production agricole. La gestion agroécologique de la flore adventice cherche donc à favoriser cette diversité tout en maintenant l'abondance/densité sous des seuils "acceptables", de manière à ne pas trop affecter la production agricole. Les modes de diversification végétale présentant des effets positifs plutôt bien renseignés dans la littérature (Tableau 3-30), c'est-à-dire les mélanges spécifiques dans la parcelle favorisant la compétition pour les différentes ressources des plantes (notamment la lumière) par arrangement spatial, l'agroforesterie (notamment via l'ombrage, la compétition des ressources nutritives et l'allélopathie) et les rotations (diversifiant les pressions de sélection au cours du temps) apparaissent comme des moyens de gestion reconnus et efficaces de la flore adventice. Identifier les seuils d'abondance/densité et de diversité optimaux en fonction de la balance entre les risques pour les plantes cultivées et les bénéfices indirects via les interactions entre les adventices et

les auxiliaires des cultures (ennemis naturels, pollinisateurs) est un enjeu scientifique majeur. En écho à de tels seuils, se pose la question de l'acceptabilité des agriculteurs vis-à-vis de la présence d'adventices dans les parcelles (voir Chapitre 6).

3.8.5. Le rôle potentiel du microbiome

Dans la littérature requêtée dans notre corpus, moins d'une dizaine d'articles traite directement des microbiomes (ensembles de communautés microbiennes et des interactions entre organismes microbiologiques et entre ces organismes et les organismes porteurs (comme une plante) ou encore leurs milieux (comme le sol)). Toutefois, le rôle des microbiomes dans la régulation des bioagresseurs en lien avec la diversité végétale est un front de recherche en pleine expansion.

Dans la rhizosphère, les communautés microbiennes du sol jouent un rôle fondamental dans le cycle des nutriments et la décomposition de la matière organique, et contribuent également à la suppression des maladies des plantes et à la promotion des processus de croissance des plantes (Berg *et al.*, 2017). La diversité végétale (ou sa simplification) peut influencer ce microbiome. L'insertion de plantes de service dans une monoculture peut ainsi contribuer à augmenter la qualité physico-chimique des sols et à diversifier les microbiomes en générant un environnement rhizosphérique favorable à l'établissement d'agents potentiels de biocontrôle (comme *Trichoderma* spp. et *Gliocladium* spp) et une diminution significative des maladies fongiques du sol. C'est le cas par exemple de la poacée *Brachiaria brizantha* (dont le système racinaire est dense, très profond et produit des exsudats), qui, insérée dans une monoculture de haricot commun en Argentine, favorise la diversification du microbiome du sol et la régulation des maladies fongiques et conduit à de fortes augmentations de rendement (+300%) en 6 ans (Aban *et al.*, 2021).

Les microbiotes des plantes, ou phytobiomes, sont également influencés par la diversité végétale : les phytobiomes associés à une diversification des rotations et/ou l'emploi de cultures intercalaires sont ainsi de plus en plus reconnus pour leur contribution à la régulation des maladies et ravageurs (He *et al.*, 2019). Par exemple, les cultures de couverture de seigle présentent un effet fort sur la diversité des communautés bactériennes de la phyllosphère de la courge (parties aériennes de la plante), induisant une diminution de la population de pathogènes (*Pseudomonas syringae*) sur les feuilles de courge et augmentant les qualités commercialisables des fruits à la récolte (Maglione *et al.*, 2022). La compréhension des interactions entre les pathogènes ou les ravageurs avec les phytobiomes de leurs hôtes est un front de recherche actuel pour mieux comprendre les mécanismes à l'œuvre. Comme il existe une variation génétique de l'association plante – microbiote, celle-ci peut probablement être exploitée par les sélectionneurs de plantes : des scientifiques recommandent de considérer l'ensemble de l'hobionte de la plante dans les stratégies de sélection de résistance (Wille *et al.*, 2017).

La façon dont les mécanismes liés aux microbiomes interagissent avec les autres mécanismes de régulation développés dans ce chapitre est à évaluer.

3.8.6. Diversification végétale, régulation biologique et rendements

Le rendement des cultures est une variable dépendant de nombreux facteurs de nature diverse, dont l'environnement abiotique (ex. type de sol, conditions météorologiques) et biotique (ex. bioagresseurs, faune du sol) et les pratiques agricoles menées sur la parcelle (ex. travail du sol, fertilisations, usage de produits phytopharmaceutiques). Il ne dépend donc que partiellement de la régulation des bioagresseurs. Peu d'articles du corpus analysé dans ce chapitre considèrent explicitement le rendement, et ceux qui le font relèvent des expérimentations de diversification végétale à la parcelle, avec les mélanges de variétés, les associations d'espèces et les rotations. Les études portant sur des échelles plus larges de diversification végétale ne le considèrent que très rarement. Lorsqu'il est intégré à l'étude, les résultats témoignent majoritairement d'effets positifs de la diversification végétale sur le rendement mesuré. Ainsi, si de faibles gains de rendement (env. 3%, gains souvent non significatifs) sont observés avec les mélanges de variétés, une stabilisation interannuelle des rendements est également obtenue. Les gains de rendement sont notables avec les rotations (10-20%) et surtout avec les associations d'espèces (au moins pour l'une des composantes avec env. 20 à 40% de gain, le rendement pouvant être inchangé pour l'autre composante). De multiples processus peuvent expliquer ces gains, comme

par exemple une meilleure répartition des ressources des plantes (lumière, eau, minéraux, azote...) au sein des couverts diversifiés. La littérature peine à mettre en évidence un lien direct entre la régulation des bioagresseurs et le rendement. La contribution relative de la régulation des bioagresseurs au rendement reste donc à estimer.

3.8.7. Perspectives : de forts besoins en expérimentations de diversification végétale à des échelles élargies pour traiter des enjeux d'efficacité et de durabilité

Les modes de diversification végétale sont des leviers à fort potentiel si ce n'est déjà **efficaces** dans un certain nombre de cas pour la régulation des bioagresseurs des cultures. Toutefois, les résultats issus de la littérature analysée dans ce chapitre ne permettent pas de tirer des patrons génériques de déploiement de chaque mode de diversification garantissant l'efficacité de régulation. En effet, la dépendance au contexte est très forte sur les effets observés car inhérente à la nature des mécanismes écologiques en jeu. Un premier besoin pour dépasser cette apparente idiosyncrasie et identifier les modalités de déploiement de la diversité végétale adaptées à différentes situations de production est un travail scientifique de **définition de théories générales** sur les effets des modes de diversification, de leurs combinaisons et de leurs dynamiques, dans une approche système couplant les niveaux d'organisation écologiques (des organismes aux réseaux écologiques). Cette étape semble essentielle pour orienter les recherches dans le vaste champ des possibles des combinaisons de modes de diversification.

Elle est également requise pour **évaluer la durabilité** c'est à dire la capacité des modes de diversification végétale à réguler les bioagresseurs sur la durée ainsi que **l'évolution de ces effets**, notamment sous l'influence des changements de facteurs majeurs que sont les pratiques agricoles à large échelle, le changement climatique, l'évolution des aires de répartition des espèces de bioagresseurs et de leurs ennemis naturels et l'évolution de ces espèces elles-mêmes comme l'adaptation biologique (correspondant à la modification des traits de vie). Par exemple, la durabilité/l'érosion/le contournement des résistances déployées dans les parcelles est une conséquence de cette évolution qui dépend en partie de l'adoption des associations intra-spécifiques à l'échelle d'un territoire et sur plusieurs années. Une bonne articulation des effets « durabilité » et « efficacité » doit être recherchée dans l'intérêt collectif pour l'ensemble des modes de diversification végétale. Cela implique d'organiser la gestion de la santé des cultures à des échelles spatio-temporelles larges. Les études expérimentales, coûteuses à conduire à de telles échelles, sont actuellement trop peu nombreuses pour en évaluer les effets.

Le besoin corollaire à l'approche théorique est ainsi **l'engagement de travaux expérimentaux contextualisés dans une gamme de situations de production pensée** pour tester les hypothèses théoriques et les adapter le cas échéant. Par exemple, à la place d'une comparaison *ad hoc* de différents niveaux de simplification paysagère sur la régulation des bioagresseurs, il est à présent nécessaire d'engager une évaluation explicite des effets des assolements, des éléments semi-naturels et des rotations par des expériences à grande échelle de restauration de la diversité végétale paysagère. Les **plateformes expérimentales** comme CA-SYS⁴⁸ en Franche-Comté (testant des systèmes sans pesticides en semi-direct) et les **zones ateliers** en milieu agricole (par ex. ZA Plaine et Val de Sèvre sur les systèmes de grandes cultures (Bretagnolle *et al.*, 2018), la ZA Armorique en Bretagne sur les systèmes bocagers (Baudry *et al.*, 2017), et la ZA PYGAR en Occitanie sur les systèmes de polyculture-élevage (Quin *et al.*, 2021)), représentent des sites d'étude sur le long terme pouvant sans doute accueillir et développer ce type de recherches.

Il apparaît en particulier intéressant d'évaluer ce qu'induisent les systèmes d'élevage mobilisant les prairies et la polyculture en termes de diversification végétale des territoires et de régulation des bioagresseurs à l'échelle du paysage. Les effets peuvent être *a priori* positifs du fait de : (i) la diversité des assolements de ces systèmes par définition, (ii) l'insertion de prairies dans les paysages, démontrées comme source de biodiversité et notamment d'ennemis naturels et (iii) d'un recours en produits phytosanitaires et engrais de synthèse limité voire nul. La question parallèle de l'impact des systèmes d'élevage intensifs sur la diversité végétale au sein des territoires mérite d'être considérée, puisque ces systèmes utilisent une alimentation à base de concentrés de céréales et d'oléo-protéagineux issus de systèmes de grandes cultures très spécialisés.

⁴⁸ <https://www6.inrae.fr/plateforme-casys/>

Enfin, **la modélisation** représente une voie de recherche complémentaire à investir, pour explorer *in silico* les effets des modes de diversification végétale sur les régulations des bioagresseurs dans diverses situations de production, selon des hypothèses théoriques claires. Le chapitre 4 aborde ces questions en décrivant les modèles actuellement développés et leurs possibilités de combinaison pour traiter des enjeux de la gestion de multiples bioagresseurs par le déploiement de modes de diversification végétale variés.

Des recherches sur le long terme, tant en termes de recherche fondamentale que de recherche technique, doivent ainsi urgemment être menées et largement soutenues pour engager le changement agroécologique des modes de production de façon efficace et rapide. Les conséquences des modes de production actuels en termes de climat, de santé environnementale, de santé publique, et les contextes actuels d'instabilité géopolitique, de fluctuation des marchés mondiaux, et d'indépendance agricole et alimentaire exhortent désormais à s'engager dans cette voie.

Bibliographie

Section 3.1

- Agrios, G., (2005). *Plant Pathology*. Amsterdam: Elsevier Academic Press. <https://doi.org/10.1016/C2009-0-02037-6>
- Alonso, P.; Blondin, L.; Gladieux, P.; Mahe, F.; Sanguin, H.; Ferdinand, R.; Filloux, D.; Desmarais, E.; Cerqueira, F.; Jin, B.H.; Huang, H.C.; He, X.H.; Morel, J.B.; Martin, D.P.; Roumagnac, P.; Verniere, C., (2020). Heterogeneity of the rice microbial community of the Chinese centuries-old Honghe Hani rice terraces system. *Environmental Microbiology*, 22 (8): 3429-3445. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.15114>
- Anten, N.P.R.; Vermeulen, P.J., (2016). Tragedies and Crops: Understanding Natural Selection To Improve Cropping Systems. *Trends in Ecology & Evolution*, 31 (6): 429-439. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.010>
- Bass, D.; Stentiford, G.D.; Wang, H.C.; Koskella, B.; Tyler, C.R., (2019). The Pathobiome in Animal and Plant Diseases. *Trends in Ecology & Evolution*, 34 (11): 996-1008. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.07.012>
- Bedhomme, S.; Lafforgue, G.; Elena, S.F., (2012). Multihost Experimental Evolution of a Plant RNA Virus Reveals Local Adaptation and Host-Specific Mutations. *Molecular Biology and Evolution*, 29 (5): 1481-1492. <https://doi.org/10.1093/molbev/msr314>
- Begon, M.; Townsend, C.R.; Harper, J.L., (2005). *Ecology: From Individuals to Ecosystems*. Wiley-Blackwell.
- Bingham, I.J.; Walters, D.R.; Foulkes, M.J.; Paveley, N.D., (2009). Crop traits and the tolerance of wheat and barley to foliar disease. *Annals of Applied Biology*, 154 (2): 159-173. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.2008.00291.x>
- Brousseau, P.M.; Gravel, D.; Handa, I.T., (2018). On the development of a predictive functional trait approach for studying terrestrial arthropods. *Journal of Animal Ecology*, 87 (5): 1209-1220. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12834>
- Burdon, J.J.; Barrett, L.G.; Rebetzke, G.; Thrall, P.H., (2014). Guiding deployment of resistance in cereals using evolutionary principles. *Evolutionary Applications*, 7 (6): 609-624. <https://doi.org/10.1111/eva.12175>
- Carriere, Y.; Crowder, D.W.; Tabashnik, B.E., (2010). Evolutionary ecology of insect adaptation to Bt crops. *Evolutionary Applications*, 3 (5-6): 561-573. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2010.00129.x>
- Chacon-Labelle, J.; Palacios, P.G.; Matesanz, S.; Schob, C.; Milla, R., (2019). Plant domestication disrupts biodiversity effects across major crop types. *Ecology Letters*, 22 (9): 1472-1482. <https://doi.org/10.1111/ele.13336>
- Costanzo, A.; Barberi, P., (2014). Functional agrobiodiversity and agroecosystem services in sustainable wheat production. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34 (2): 327-348. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0178-1>
- Cuny, M.A.C.; Bourne, M.E.; Dicke, M.; Poelman, E.H., (2021). The enemy of my enemy is not always my friend: Negative effects of carnivorous arthropods on plants. *Functional Ecology*, 35 (11): 2365-2375. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13884>
- Debinski, D.M.; Holt, R.D., (2000). A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*, 14 (2): 342-355. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98081.x>
- Deraison, H.; Badenhausser, I.; Loeuille, N.; Scherber, C.; Gross, N., (2015). Functional trait diversity across trophic levels determines herbivore impact on plant community biomass. *Ecology Letters*, 18 (12): 1346-1355. <https://doi.org/10.1111/ele.12529>
- Diez, J.M.; Dickie, I.; Edwards, G.; Hulme, P.E.; Sullivan, J.J.; Duncan, R.P., (2010). Negative soil feedbacks accumulate over time for non-native plant species. *Ecology Letters*, 13 (7): 803-809. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01474.x>
- Downes, S.; Mahon, R.J.; Rossiter, L.; Kauter, G.; Leven, T.; Fitt, G.; Baker, G., (2010). Adaptive management of pest resistance by *Helicoverpa* species (Noctuidae) in Australia to the Cry2Ab Bt toxin in Bollgard II (R) cotton. *Evolutionary Applications*, 3 (5-6): 574-584. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2010.00146.x>
- Duru, M.; Therond, O.; Martin, G.; Martin-Clouaire, R.; Magne, M.A.; Justes, E.; Journet, E.P.; Aubertot, J.N.; Savary, S.; Bergez, J.E.; Sarthou, J., (2015). How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (4): 1259-1281. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1>
- Eberl, F.; de Bobadilla, M.F.; Reichelt, M.; Hammerbacher, A.; Gershenzon, J.; Unsicker, S.B., (2020). Herbivory meets fungivory: insect herbivores feed on plant pathogenic fungi for their own benefit. *Ecology Letters*, 23 (7): 1073-1084. <https://doi.org/10.1111/ele.13506>

- Fabre, F.; Rousseau, E.; Mailleret, L.; Moury, B., (2012). Durable strategies to deploy plant resistance in agricultural landscapes. *New Phytologist*, 193 (4): 1064-1075. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.04019.x>
- Fahrig, L., (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34: 487-515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fischer, J.; Lindenmayer, D.B., (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16 (3): 265-280. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x>
- Fones, H.N.; Gurr, S.J., (2017). NO(X)ious gases and the unpredictability of emerging plant pathogens under climate change. *Bmc Biology*, 15: 9. <https://doi.org/10.1186/s12915-017-0376-4>
- Fronhofer, E.A.; Legrand, D.; Altermatt, F.; Ansart, A.; Blanchet, S.; Bonte, D.; Chaine, A.; Dahirel, M.; De Laender, F.; De Raedt, J.; di Gesu, L.; Jacob, S.; Kaltz, O.; Laurent, E.; Little, C.J.; Madec, L.; Manzi, F.; Masier, S.; Pellerin, F.; Pennekamp, F.; Schtickzelle, N.; Therry, L.; Vong, A.; Winandy, L.; Cote, J., (2018). Bottom-up and top-down control of dispersal across major organismal groups. *Nature Ecology & Evolution*, 2 (12): 1859-1863. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0686-0>
- Goyeau, H.; Halkett, F.; Le Cam, B.; Montarry, J.; Le May, C., (2021). Les contournements de résistance : Mécanismes, dynamiques et conséquences. *L'immunité des plantes. Pour des cultures résistantes aux maladies*. Versailles, France: Editions Quae, 392 p. <https://hal.inrae.fr/hal-03316038>
- Grenz, J.H.; Istoc, V.A.; Manschadi, A.M.; Sauerborn, J., (2008). Interactions of sunflower (*Helianthus annuus*) and sunflower broomrape (*Orobanche cumana*) as affected by sowing date, resource supply and infestation level. *Field Crops Research*, 107 (2): 170-179. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2008.02.003>
- Halliday, F.W.; Rohr, J.R., (2019). Measuring the shape of the biodiversity-disease relationship across systems reveals new findings and key gaps. *Nature Communications*, 10: 10. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-13049-w>
- Hanski, I., (1998). Metapopulation dynamics. *Nature*, 396 (6706): 41-49. <https://doi.org/10.1038/23876>
- Hanski, L., (2004). Metapopulation theory, its use and misuse. *Basic and Applied Ecology*, 5 (3): 225-229. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2004.03.002>
- Hegenauer, V.; Korner, M.; Albert, M., (2017). Plants under stress by parasitic plants. *Current Opinion in Plant Biology*, 38: 34-41. <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2017.04.006>
- Heil, M., (1999). Systemic acquired resistance: available information and open ecological questions. *Journal of Ecology*, 87 (2): 341-346. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1999.00359.x>
- Hutchinson, G.E., (1957). Population studies - Animal ecology and demography - Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22: 415-427. <https://doi.org/10.1101/sqb.1957.022.01.039>
- Karasov, T.L.; Chae, E.; Herman, J.J.; Bergelson, J., (2017). Mechanisms to Mitigate the Trade-Off between Growth and Defense. *Plant Cell*, 29 (4): 666-680. <https://doi.org/10.1105/tpc.16.00931>
- Karban, R.; Shiojiri, K.; Ishizaki, S.; Wetzell, W.C.; Evans, R.Y., (2013). Kin recognition affects plant communication and defence. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 280 (1756): 5. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.3062>
- Kassen, R., (2002). The experimental evolution of specialists, generalists, and the maintenance of diversity. *Journal of Evolutionary Biology*, 15 (2): 173-190. <https://doi.org/10.1046/j.1420-9101.2002.00377.x>
- Keesing, F.; Holt, R.D.; Ostfeld, R.S., (2006). Effects of species diversity on disease risk. *Ecology Letters*, 9 (4): 485-498. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00885.x>
- Koskella, B.; Giraud, T.; Hood, M.E., (2006). Pathogen relatedness affects the prevalence of within-host competition. *American Naturalist*, 168 (1): 121-126. <https://doi.org/10.1086/505770>
- Labrousse, P.; Arnaud, M.C.; Serieys, H.; Berville, A.; Thalouarn, P., (2001). Several mechanisms are involved in resistance of *Helianthus* to *Orobanche cumana* Wallr. *Annals of Botany*, 88 (5): 859-868. <https://doi.org/10.1006/anbo.2001.1520>
- Lannou, C.; Savary, S., (1991). The spatial structure of spontaneous epidemics of different diseases in a groundnut plot. *Netherlands Journal of Plant Pathology*, 97 (6): 355-368. <https://doi.org/10.1007/bf03041384>
- Le Bagousse-Pinguet, Y.; Gross, N.; Saiz, H.; Maestre, F.T.; Ruiz, S.; Dacal, M.; Asensio, S.; Ochoa, V.; Gozalo, B.; Cornelissen, J.H.C.; Deschamps, L.; Garcia, C.; Maire, V.; Milla, R.; Salinas, N.; Wang, J.T.; Singh, B.K.; Garcia-Palacios, P., (2021). Functional rarity and evenness are key facets of biodiversity to boost multifunctionality. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118 (7): 8. <https://doi.org/10.1073/pnas.2019355118>
- Le Provost, G.; Badenhauer, I.; Le Bagousse-Pinguet, Y.; Clough, Y.; Henckel, L.; Violle, C.; Bretagnolle, V.; Roncoroni, M.; Manning, P.; Gross, N., (2020). Land-use history impacts functional diversity across multiple trophic groups. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117 (3): 1573-1579. <https://doi.org/10.1073/pnas.1910023117>

- Litrice, I.; Violle, C., (2015). Diversity in Plant Breeding A New Conceptual Framework. *Trends in Plant Science*, 20 (10): 604-613. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2015.07.007>
- Lopez-Villavicencio, M.; Jonot, O.; Coantic, A.; Hood, M.E.; Enjalbert, J.; Giraud, T., (2007). Multiple infections by the anther Smut pathogen are frequent and involve related strains. *Plos Pathogens*, 3 (11): 1710-1715. <https://doi.org/10.1371/journal.ppat.0030176>
- Marchetto, K.M.; Power, A.G., (2018). Coinfection Timing Drives Host Population Dynamics through Changes in Virulence. *American Naturalist*, 191 (2): 173-183. <https://doi.org/10.1086/695316>
- Margosian, M.L.; Garrett, K.A.; Hutchinson, J.M.S.; With, K.A., (2009). Connectivity of the American Agricultural Landscape: Assessing the National Risk of Crop Pest and Disease Spread. *Bioscience*, 59 (2): 141-151. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.2.7>
- Martin-Robles, N.; Garcia-Palacios, P.; Rodriguez, M.; Rico, D.; Vigo, R.; Sanchez-Moreno, S.; De Deyn, G.B.; Milla, R., (2020). Crops and their wild progenitors recruit beneficial and detrimental soil biota in opposing ways. *Plant and Soil*, 456 (1-2): 159-173. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04703-0>
- Meentemeyer, R.K.; Haas, S.E.; Vaclavik, T., (2012). Landscape Epidemiology of Emerging Infectious Diseases in Natural and Human-Altered Ecosystems. In: VanAlfen, N.K.; Leach, J.E.; Lindow, S., eds. *Annual Review of Phytopathology, Vol 50*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Phytopathology), 379-402. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-081211-172938>
- Moslonka-Lefebvre, M.; Finley, A.; Dorigatti, I.; Dehnen-Schmutz, K.; Harwood, T.; Jeger, M.J.; Xu, X.M.; Holdenrieder, O.; Pautasso, M., (2011). Networks in Plant Epidemiology: From Genes to Landscapes, Countries, and Continents. *Phytopathology*, 101 (4): 392-403. <https://doi.org/10.1094/phyto-07-10-0192>
- Mundt, C.C., (2002). Use of multiline cultivars and cultivar mixtures for disease management. *Annual Review of Phytopathology*, 40: 381+. <https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.40.011402.113723>
- Papaix, J.; Touzeau, S.; Monod, H.; Lannou, C., (2014). Can epidemic control be achieved by altering landscape connectivity in agricultural systems? *Ecological Modelling*, 284: 35-47. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.04.014>
- Parnell, S.; van den Bosch, F.; Gilligan, C.A., (2006). Large-scale fungicide spray heterogeneity and the regional spread of resistant pathogen strains. *Phytopathology*, 96 (5): 549-555. <https://doi.org/10.1094/phyto-96-0549>
- Parratt, S.R.; Numminen, E.; Laine, A.L., (2016). Infectious Disease Dynamics in Heterogeneous Landscapes. In: Futuyma, D.J., ed. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, Vol 47*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Ecology Evolution and Systematics), 283-306. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-121415-032321>
- Plantegenest, M.; Le May, C.; Fabre, F., (2007). Landscape epidemiology of plant diseases. *Journal of the Royal Society Interface*, 4 (16): 963-972. <https://doi.org/10.1098/rsif.2007.1114>
- Puentes, A.; Stephan, J.G.; Bjorkman, C., (2018). A Systematic Review on the Effects of Plant-Feeding by Omnivorous Arthropods: Time to Catch-Up With the Mirid-Tomato Bias? *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6: 17. <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00218>
- Ravigne, V.; Dieckmann, U.; Olivieri, I., (2009). Live Where You Thrive: Joint Evolution of Habitat Choice and Local Adaptation Facilitates Specialization and Promotes Diversity. *American Naturalist*, 174 (4): E141-E169. <https://doi.org/10.1086/605369>
- Savary, S.; Teng, P.S.; Willocquet, L.; Nutter, F.W., (2006). Quantification and Modeling of Crop Losses: A Review of Purposes. *Annual Review of Phytopathology*, 44 (1): 89-112. <https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.44.070505.143342>
- Schmitz, O.J.; Buchkowski, R.W.; Burghardt, K.T.; Donihue, C.M., (2015). Functional Traits and Trait-Mediated Interactions: Connecting Community-Level Interactions with Ecosystem Functioning. In: Pawar, S.; Woodward, G.; Dell, A.I., eds. *Advances in Ecological Research, Vol 52: Trait-Based Ecology - from Structure to Function*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Ecological Research), 319-343. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2015.01.003>
- Sirami, C.; Gross, N.; Baillod, A.B.; Bertrand, C.; Carrie, R.; Hass, A.; Henckel, L.; Miguet, P.; Vuillot, C.; Alignier, A.; Girard, J.; Batory, P.; Clough, Y.; Violle, C.; Giralt, D.; Bota, G.; Badenhauer, I.; Lefebvre, G.; Gauffre, B.; Vialatte, A.; Calatayud, F.; Gil-Tena, A.; Tischendorf, L.; Mitchell, S.; Lindsay, K.; Georges, R.; Hilaire, S.; Recasens, J.; Sole-Senan, X.O.; Robleno, I.; Bosch, J.; Barrientos, J.A.; Ricarte, A.; Marcos-Garcia, M.A.; Minano, J.; Mathevet, R.; Gibon, A.; Baudry, J.; Balent, G.; Poulin, B.; Burel, F.; Tschardtke, T.; Bretagnolle, V.; Siriwardena, G.; Ouin, A.; Brotons, L.; Martin, J.L.; Fahrig, L., (2019). Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116 (33): 16442-16447. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116>
- Stukenbrock, E.H.; McDonald, B.A., (2008). The origins of plant pathogens in agro-ecosystems. *Annual Review of Phytopathology*, 46 (0066-4286 (Print)): 75-100. <https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.010708.154114>

- Sturrock, R.N.; Frankel, S.J.; Brown, A.V.; Hennon, P.E.; Kliejunas, J.T.; Lewis, K.J.; Worrall, J.J.; Woods, A.J., (2011). Climate change and forest diseases. *Plant Pathology*, 60 (1): 133-149. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2010.02406.x>
- Thebault, E.; Loreau, M., (2003). Food-web constraints on biodiversity-ecosystem functioning relationships. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100 (25): 14949-14954. <https://doi.org/10.1073/pnas.2434847100>
- Thrall, P.H.; Oakeshott, J.G.; Fitt, G.; Southerton, S.; Burdon, J.J.; Sheppard, A.; Russell, R.J.; Zalucki, M.; Heino, M.; Denison, R.F., (2011). Evolution in agriculture: the application of evolutionary approaches to the management of biotic interactions in agro-ecosystems. *Evolutionary Applications*, 4 (2): 200-215. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2010.00179.x>
- Vannini, A.; Lucero, G.; Anselmi, N.; Vettraino, A.M., (2009). Response of endophytic *Biscogniauxia mediterranea* to variation in leaf water potential of *Quercus cerris*. *Forest Pathology*, 39 (1): 8-14. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.2008.00554.x>
- Vayssier-Taussat, M.; Albina, E.; Citti, C.; Cosson, J.F.; Jacques, M.A.; Lebrun, M.H.; Le Loir, Y.; Ogliastro, M.; Petit, M.A.; Roumagnac, P.; Candresse, T., (2014). Shifting the paradigm from pathogens to pathobiome: new concepts in the light of meta-omics. *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology*, 4: 7. <https://doi.org/10.3389/fcimb.2014.00029>
- Vila, M.; Espinar, J.L.; Hejda, M.; Hulme, P.E.; Jarosik, V.; Maron, J.L.; Pergl, J.; Schaffner, U.; Sun, Y.; Pysek, P., (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14 (7): 702-708. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x>
- Violle, C.; Navas, M.L.; Vile, D.; Kazakou, E.; Fortunel, C.; Hummel, I.; Garnier, E., (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116 (5): 882-892. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x>
- Zhu, Y.Y.; Chen, H.R.; Fan, J.H.; Wang, Y.Y.; Li, Y.; Chen, J.B.; Fan, J.X.; Yang, S.S.; Hu, L.P.; Leung, H.; Mew, T.W.; Teng, P.S.; Wang, Z.H.; Mundt, C.C., (2000). Genetic diversity and disease control in rice. *Nature*, 406 (6797): 718-722. <https://doi.org/10.1038/35021046>

Section 3.2

- Adeux, G.; Vieren, E.; Carlesi, S.; Barberi, P.; Munier-Jolain, N.; Cordeau, S., (2019). Mitigating crop yield losses through weed diversity. *Nature Sustainability*, 2 (11): 1018-1026. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0415-y>
- Akanda, S.I.; Mundt, C.C., (1996). Effects of two-component wheat cultivar mixtures on stripe rust severity. *Phytopathology*, 86 (4): 347-353. <https://doi.org/10.1094/Phyto-86-347>
- Andow, D.A., (1991). Vegetational diversity and arthropod population response. *Annual Review of Entomology*, 36: 561-586. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.36.010191.003021>
- Andrew, I.K.S.; Storkey, J.; Sparkes, D.L., (2015). A review of the potential for competitive cereal cultivars as a tool in integrated weed management. *Weed Research*, 55 (3): 239-248. <https://doi.org/10.1111/wre.12137>
- Aslam, M.; Fischbeck, G., (1993). Development of stripe and leaf rusts in wheat cultivar mixtures. *Journal of Agronomy and Crop Science-Zeitschrift Fur Acker Und Pflanzenbau*, 171 (1): 49-54. <https://doi.org/10.1111/j.1439-037X.1993.tb00435.x>
- Barbosa, P.; Hines, J.; Kaplan, I.; Martinson, H.; Szczepaniec, A.; Szendrei, Z., (2009). Associational Resistance and Associational Susceptibility: Having Right or Wrong Neighbors. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 40: 1-20. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120242>
- Barot, S.; Allard, V.; Cantarel, A.; Enjalbert, J.; Gauffreteau, A.; Goldringer, I.; Lata, J.C.; Le Roux, X.; Niboyet, A.; Porcher, E., (2017). Designing mixtures of varieties for multifunctional agriculture with the help of ecology. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37 (2): 20. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0418-x>
- Barrera, J.A.S.; Frederiksen, R.A., (1994). Evaluation of sorghum hybrid mixtures for controlling sorghum leaf-blight. *Plant Disease*, 78 (5): 499-503. <https://doi.org/10.1094/pd-78-0499>
- Bebawi, F.F.; Abdelaziz, A.H., (1983). Grain sorghum responses to pure stands and mixtures under irrigation [Sorghum]. *Tropical agriculture*, 60 (4): 262-264.
- Bingyao, C.; Kai, Y.; Cui-cui, W.; Lujia, Y.; Bingbing, J.; Yilin, G.; Zhanhong, M., (2021). Effects of Wheat Cultivar Mixtures on Population Genetic Structure of *Puccinia striiformis* f. sp. *Tritici*. *PHYTOFRONTIERS*. <https://doi.org/10.1094/PHYTOFR-01-21-0006-R>

- Blaise, P.; Gessler, C.S.F.I.o.T., Zuerich (Switzerland). Inst. of Plant Sciences/Phytopathology), (1994). Cultivar mixtures in apple orchards as a mean to control apple scab? *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*.
- Borg, J.; Kiaer, L.P.; Lecarpentier, C.; Goldringer, I.; Gauffreteau, A.; Saint-Jean, S.; Barot, S.; Enjalbert, J., (2018). Unfolding the potential of wheat cultivar mixtures: A meta-analysis perspective and identification of knowledge gaps. *Field Crops Research*, 221: 298-313. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.09.006>
- Brevault, T.; Tabashnik, B.E.; Carriere, Y., (2015). A seed mixture increases dominance of resistance to Bt cotton in *Helicoverpa zea*. *Scientific Reports*, 5: 7. <https://doi.org/10.1038/srep09807>
- Brooker, R.W.; George, T.S.; Homulle, Z.; Karley, A.J.; Newton, A.C.; Pakeman, R.J.; Schob, C., (2021). Facilitation and biodiversity-ecosystem function relationships in crop production systems and their role in sustainable farming. *Journal of Ecology*, 109 (5): 2054-2067. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13592>
- Brophy, L.S.; Mundt, C.C., (1991). Influence of plant spatial patterns on disease dynamics, plant competition and grain-yield in genetically diverse wheat populations. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 35 (1): 1-12. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(91\)90072-6](https://doi.org/10.1016/0167-8809(91)90072-6)
- Browning, J.A.; Frey, K.J., (1969). Multiline cultivars as a means of disease control. *Annual Review of Phytopathology*, 7: 355-+. <https://doi.org/10.1146/annurev.py.07.090169.002035>
- Burdon, J.J.; Thrall, P.H.; Ericson, L., (2006). The current and future dynamics of disease in plant communities. *Annual Review of Phytopathology*, 44: 19-39. <https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.43.040204.140238>
- Burdon, J.J.; Barrett, L.G.; Rebetzke, G.; Thrall, P.H., (2014). Guiding deployment of resistance in cereals using evolutionary principles. *Evolutionary Applications*, 7 (6): 609-624. <https://doi.org/10.1111/eva.12175>
- Caldwell, S.P.; Myers, J., (1980). Seasonal field mapping of soybean cyst nematode populations as influenced by cultivars and blends. *World soybean research conference*. Boulder, Colorado.
- Cantelo, W.W.; Sanford, L.L., (1984). Insect population response to mixed and uniform plantings of resistant and susceptible plant-material. *Environmental Entomology*, 13 (5): 1443-1445. <https://doi.org/10.1093/ee/13.5.1443>
- Carter, G.A.; Miller, J.H.; Davis, D.E.; Patterson, R.M., (1984). Effect of vegetative competition on the moisture and nutrient status of loblolly-pine. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, 14 (1): 1-9. <https://doi.org/10.1139/x84-001>
- Castilla, N.P.; Cruz, C.M.V.; Mew, T.W.; Zhu, Y., (2011). Using Rice Cultivar Mixtures: A Sustainable Approach for Managing Diseases and Increasing Yield. *International Rice Research Notes*, 28.
- Chateil, C.; Goldringer, I.; Tarallo, L.; Kerbirou, C.; Le Viol, I.; Ponge, J.F.; Salmon, S.; Gachet, S.; Porcher, E., (2013). Crop genetic diversity benefits farmland biodiversity in cultivated fields. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 171: 25-32. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.03.004>
- Chin, K.M.; Husin, A.N., (1982). Rice variety mixtures in disease control. *Proceedings of the international conference on plant protection in the tropics*. Malaysian Plant Protection Society Kuala Lumpur Malaya, 214-246. <https://www.cabi.org/isc/abstract/19831622992>
- Chin, K.M.; Wolfe, M.S., (1984). The spread of erysiphe-graminis f-sp hordei in mixtures of barley varieties. *Plant Pathology*, 33 (1): 89-100. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.1984.tb00592.x>
- Costamagna, A.C.; van der Werf, W.; Bianchi, F.; Landis, D.A., (2007). An exponential growth model with decreasing r captures bottom-up effects on the population growth of *Aphis glycines* Matsumura (Hemiptera : Aphididae). *Agricultural and Forest Entomology*, 9 (4): 297-305. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2007.00348.x>
- Cowger, C.; Mundt, C.C., (2002). Effects of wheat cultivar mixtures on epidemic progression of *Septoria tritici* blotch and pathogenicity of *Mycosphaerella graminicola*. *Phytopathology*, 92 (6): 617-623. <https://doi.org/10.1094/phyto.2002.92.6.617>
- Crutsinger, G.M.; Collins, M.D.; Fordyce, J.A.; Gompert, Z.; Nice, C.C.; Sanders, N.J., (2006). Plant genotypic diversity predicts community structure and governs an ecosystem process. *Science*, 313 (5789): 966-968. <https://doi.org/10.1126/science.1128326>
- Crutsinger, G.M.; Collins, M.D.; Fordyce, J.A.; Sanders, N.J., (2008a). Temporal dynamics in non-additive responses of arthropods to host-plant genotypic diversity. *Oikos*, 117 (2): 255-264. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.16276.x>

- Crutsinger, G.M.; Souza, L.; Sanders, N.J., (2008b). Intraspecific diversity and dominant genotypes resist plant invasions. *Ecology Letters*, 11 (1): 16-23. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01118.x>
- Dahlin, I.; Rubene, D.; Glinwood, R.; Ninkovic, V., (2018). Pest suppression in cultivar mixtures is influenced by neighbor-specific plant-plant communication. *Ecological Applications*, 28 (8): 2187-2196. <https://doi.org/10.1002/eap.1807>
- Darras, S.; McKenzie, R.H.; Olson, M.A.; Willenborg, C.J., (2015). Influence of genotypic mixtures on field pea yield and competitive ability. *Canadian Journal of Plant Science*, 95 (2): 315-324. <https://doi.org/10.4141/cjps-2014-253>
- Didelot, F.; Brun, L.; Parisi, L., (2007). Effects of cultivar mixtures on scab control in apple orchards. *Plant Pathology*, 56 (6): 1014-1022. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2007.01695.x>
- Dileone, J.A.; Mundt, C.C., (1994). Effect of wheat cultivar mixtures on populations of puccinia-striiformis races. *Plant Pathology*, 43 (5): 917-930. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.1994.tb01637.x>
- Ehrmann, J.; Ritz, K., (2014). Plant: soil interactions in temperate multi-cropping production systems. *Plant and Soil*, 376 (1-2): 1-29. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1921-8>
- Ekroth, A.K.E.; Rafaluk-Mohr, C.; King, K.C., (2019). Host genetic diversity limits parasite success beyond agricultural systems: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 286 (1911): 9. <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.1811>
- Ficiciyan, A.; Loos, J.; Sievers-Glotzbach, S.; Tschardt, T., (2018). More than Yield: Ecosystem Services of Traditional versus Modern Crop Varieties Revisited. *Sustainability*, 10 (8): 15. <https://doi.org/10.3390/su10082834>
- Finckh, M.R.; Mundt, C.C., (1992). Stripe rust, yield, and plant competition in wheat cultivar mixtures. *Phytopathology*, 82 (9): 905-913. <https://doi.org/10.1094/Phyto-82-905>
- Finckh, M.R.; Gacek, E.S.; Czembor, H.J.; Wolfe, M.S., (1999). Host frequency and density effects on powdery mildew and yield in mixtures of barley cultivars. *Plant Pathology*, 48 (6): 807-816.
- Finckh, M.R.; Gacek, E.S.; Goyeau, H.; Lannou, C.; Merz, U.; Mundt, C.C.; Munk, L.; Nadziak, J.; Newton, A.C.; de Vallavieille-Pope, C.; Wolfe, M.S., (2000). Cereal variety and species mixtures in practice, with emphasis on disease resistance. *Agronomie*, 20 (7): 813-837.
- Fournier, E.; Hannachi, M.; Morel, J.-B., (2021). 23. Les terrasses rizicoles du Yuanyang : un cas exceptionnel de gestion durable des maladies. *L'immunité des Plantes*. <https://www.quae.com/produit/1661/9782759232345/l-immunite-des-plantes>
- Garrett, K.A.; Mundt, C.C., (1999). Epidemiology in mixed host populations. *Phytopathology*, 89 (11): 984-990. <https://doi.org/10.1094/phyto.1999.89.11.984>
- Gibson, A.K.; Nguyen, A.E., (2021). Does genetic diversity protect host populations from parasites? A meta-analysis across natural and agricultural systems. *Evolution Letters*, 5 (1): 16-32. <https://doi.org/10.1002/evl3.206>
- Gigot, C.; Saint-Jean, S.; Huber, L.; Maumene, C.; Leconte, M.; Kerhornou, B.; de Vallavieille-Pope, C., (2013). Protective effects of a wheat cultivar mixture against splash-dispersed septoria tritici blotch epidemics. *Plant Pathology*, 62 (5): 1011-1019. <https://doi.org/10.1111/ppa.12012>
- Glinwood, R.; Ahmed, E.; Qvarfordt, E.; Ninkovic, V.; Petterson, J., (2009). Airborne interactions between undamaged plants of different cultivars affect insect herbivores and natural enemies. *Arthropod-Plant Interactions*, 3 (4): 215-224. <https://doi.org/10.1007/s11829-009-9072-9>
- Grettenberger, I.M.; Tooker, J.F., (2015). Moving beyond resistance management toward an expanded role for seed mixtures in agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 208: 29-36. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.04.019>
- Grettenberger, I.M.; Tooker, J.F., (2016). Inter-varietal interactions among plants in genotypically diverse mixtures tend to decrease herbivore performance. *Oecologia*, 182 (1): 189-202. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3651-0>
- Han, G.Y.; Lang, J.; Sun, Y.; Wang, Y.Y.; Zhu, Y.Y.; Lu, B.R., (2016). Intercropping of rice varieties increases the efficiency of blast control through reduced disease occurrence and variability. *Journal of Integrative Agriculture*, 15 (4): 795-802. [https://doi.org/10.1016/s2095-3119\(15\)61055-3](https://doi.org/10.1016/s2095-3119(15)61055-3)

- Hariri, D.; Fouchard, M.; Prud'homme, H., (2001). Incidence of Soil-borne wheat mosaic virus in mixtures of susceptible and resistant wheat cultivars. *European Journal of Plant Pathology*, 107 (6): 625-631. <https://doi.org/10.1023/a:1017980809756>
- Heil, M., (1999). Systemic acquired resistance: available information and open ecological questions. *Journal of Ecology*, 87 (2): 341-346. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1999.00359.x>
- Hofmeijer, M.A.J.; Melander, B.; Salonen, J.; Lundkvist, A.; Zarina, L.; Gerowitt, B., (2021). Weed Species Trait Selection as Shaped by Region and Crop Diversity in Organically Managed Spring Cereals. *Agriculture-Basel*, 11 (5): 17. <https://doi.org/10.3390/agriculture11050433>
- Hondrade, R.F.; Hondrade, E.; Zheng, L.Q.; Elazegui, F.; Duque, J.; Mundt, C.C.; Cruz, C.M.V.; Garrett, K.A., (2017). Cropping system diversification for food production in Mindanao rubber plantations: a rice cultivar mixture and rice intercropped with mungbean. *Peerj*, 5: 20. <https://doi.org/10.7717/peerj.2975>
- Huang, R.; Kranz, J.; Welz, H.G., (1995). Increase of complex pathotypes of Erysiphe-graminis f-sp hordei in 2-component *Journal of Phytopathology-Phytopathologische Zeitschrift*, 143 (5): 281-286. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0434.1995.tb00261.x>
- Huang, C.; Guo, J.B.; Sun, Z.Y.; Ma, Z.H.; Liu, Y.F.; Chen, L.K., (2009). Studies on the effects of cultivar mixtures or multiline cultivars on the wheat yellow rust and wheat yield under different pathogenesis conditions. *Plant Protection*, 23: 115-117.
- Huang, C.; Sun, Z.Y.; Wang, H.G.; Luo, Y.; Ma, Z.H., (2011). Spatiotemporal effects of cultivar mixtures on wheat stripe rust epidemics. *European Journal of Plant Pathology*, 131 (3): 483-496. <https://doi.org/10.1007/s10658-011-9824-0>
- Huang, C.; Sun, Z.Y.; Wang, H.G.; Luo, Y.; Ma, Z.H., (2012). Effects of wheat cultivar mixtures on stripe rust: A meta-analysis on field trials. *Crop Protection*, 33: 52-58. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2011.11.020>
- Ibenthal, W.D.; Gobel, M.; Willnecker, G.; Bernhold, L., (1988). Yield, diseases, and analysis of powdery mildew virulence in cultivar mixtures of spring barley (1984-1986). *Zeitschrift Fur Pflanzenkrankheiten Und Pflanzenschutz-Journal of Plant Diseases and Protection*, 95 (6): 561-571.
- Irwin, M.E.; Ruesink, W.G.; Isard, S.A.; Kampmeier, G.E., (2000). Mitigating epidemics caused by non-persistently transmitted aphid-borne viruses: the role of the pliant environment. *Virus Research*, 71 (1-2): 185-211. [https://doi.org/10.1016/s0168-1702\(00\)00198-2](https://doi.org/10.1016/s0168-1702(00)00198-2)
- Jactel, H.; Brockerhoff, E.; Duelli, P., (2002). A test of the biodiversity-stability theory: Meta-analysis of tree species diversity effects on insect pest infestations, and re-examination of responsible factors. *LINKECOL Workshop*. Weimar, GERMANY. Jun 13-15. Springer-Verlag Berlin, 235-262.
- Johannsen, B.; Meissner, B.; Ibenthal, W.D., (1999). Herbological and phytopathological investigations on mixtures of small grain species during 1993-1995 in Northern Germany. *Zeitschrift Fur Pflanzenkrankheiten Und Pflanzenschutz-Journal of Plant Diseases and Protection*, 106 (1): 46-56.
- Johnson, M.T.J.; Lajeunesse, M.J.; Agrawal, A.A., (2006). Additive and interactive effects of plant genotypic diversity on arthropod communities and plant fitness. *Ecology Letters*, 9 (1): 24-34. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00833.x>
- Jones, T.S.; Allan, E.; Harri, S.A.; Krauss, J.; Muller, C.B.; van Veen, F.J.F., (2011). Effects of genetic diversity of grass on insect species diversity at higher trophic levels are not due to cascading diversity effects. *Oikos*, 120 (7): 1031-1036. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18957.x>
- Karban, R.; Yang, L.H.; Edwards, K.F., (2014). Volatile communication between plants that affects herbivory: a meta-analysis. *Ecology Letters*, 17 (1): 44-52. <https://doi.org/10.1111/ele.12205>
- Karjalainen, R.; Peltonensainio, P., (1993). Effect of oat cultivar mixtures on disease progress and yield reduction caused by barley yellow dwarf virus. *Zeitschrift Fur Pflanzenkrankheiten Und Pflanzenschutz-Journal of Plant Diseases and Protection*, 100 (1): 58-68.
- Kaut, A.; Mason, H.E.; Navabi, A.; O'Donovan, J.T.; Spaner, D., (2009). Performance and stability of performance of spring wheat variety mixtures in organic and conventional management systems in western Canada. *Journal of Agricultural Science*, 147: 141-153. <https://doi.org/10.1017/s0021859608008319>

- Keesing, F.; Holt, R.D.; Ostfeld, R.S., (2006). Effects of species diversity on disease risk. *Ecology Letters*, 9 (4): 485-498. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00885.x>
- Kiaer, L.P.; Skovgaard, I.M.; Ostergard, H., (2009). Grain yield increase in cereal variety mixtures: A meta-analysis of field trials. *Field Crops Research*, 114 (3): 361-373. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2009.09.006>
- Kiaer, L.P.; Skovgaard, I.M.; Ostergard, H., (2012). Effects of inter-varietal diversity, biotic stresses and environmental productivity on grain yield of spring barley variety mixtures. *Euphytica*, 185 (1): 123-138. <https://doi.org/10.1007/s10681-012-0640-1>
- Kishaba, A.N.; Castle, S.J.; Coudriet, D.L.; McCreight, J.D.; Bohn, G.W., (1992). Virus transmission by Aphis-gossypii glover to aphid-resistant and susceptible muskmelons. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 117 (2): 248-254. <https://doi.org/10.21273/jashs.117.2.248>
- Kiyosawa, S.; Shiyomi, M., (1972). A theoretical evaluation of the effect of mixing resistant variety with susceptible variety for controlling plant diseases. *Annals of the Phytopathological Society of Japan*, 38: 41-51. https://www.jstage.jst.go.jp/article/jjphytopath1918/38/1/38_1_41/pdf
- Koizumi, S., (2001). Rice blast control with multilines in Japan. *Exploiting biodiversity for sustainable pest management. Proceedings of the impact symposium on exploiting biodiversity for sustainable pest management*. Kunming China. International Rice Research Institute, 143-157.
- Kolmer, J.A., (1995). Selection of Puccinia-recondita f-sp tritici virulence phenotypes in 3 multilines of thatcher wheat lines near-isogenic for leaf rust resistance genes. *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique*, 73 (7): 1081-1088. <https://doi.org/10.1139/b95-117>
- Kolster, P.; Munk, L.; Stolen, O., (1989). Disease severity and grain-yield in barley multilines with resistance to powdery mildew. *Crop Science*, 29 (6): 1459-1463. <https://doi.org/10.2135/cropsci1989.0011183X002900060027x>
- Koricheva, J.; Hayes, D., (2018). The relative importance of plant intraspecific diversity in structuring arthropod communities: A meta-analysis. *Functional Ecology*, 32 (7): 1704-1717. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13062>
- Kotowska, A.M.; Cahill, J.F.; Keddie, B.A., (2010). Plant genetic diversity yields increased plant productivity and herbivore performance. *Journal of Ecology*, 98 (1): 237-245. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01606.x>
- Kousik, C.S.; Sanders, D.C.; Ritchie, D.F., (1996). Mixed genotypes combined with copper sprays to manage bacterial spot of bell peppers. *Phytopathology*, 86 (5): 502-508. <https://doi.org/10.1094/Phyto-86-502>
- Kristoffersen, R.; Jorgensen, L.N.; Eriksen, L.B.; Nielsen, G.C.; Kiaer, L.P., (2020). Control of Septoria tritici blotch by winter wheat cultivar mixtures: Meta-analysis of 19 years of cultivar trials. *Field Crops Research*, 249: 7. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.107696>
- Laine, A.L.; Barres, B., (2013). Epidemiological and evolutionary consequences of life-history trade-offs in pathogens. *Plant Pathology*, 62: 96-105. <https://doi.org/10.1111/ppa.12129>
- Lannou, C.; Devallavillepepe, C.; Goyeau, H., (1994a). Host mixture efficacy in disease-control - effects of lesion growth analyzed through computer-simulated epidemics. *Plant Pathology*, 43 (4): 651-662. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.1994.tb01603.x>
- Lannou, C.; Devallavillepepe, C.; Biass, C.; Goyeau, H., (1994b). The efficacy of mixtures of susceptible and resistant hosts to 2 wheat rusts of different lesion size - controlled condition experiments and computerized simulations. *Journal of Phytopathology*, 140 (3): 227-237. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0434.1994.tb04812.x>
- Lannou, C.; Mundt, C.C., (1997). Evolution of a pathogen population in host mixtures: Rate of emergence of complex races. *Theoretical and Applied Genetics*, 94 (8): 991-999. <https://doi.org/10.1007/s001220050506>
- Lannou, C., (2001). Intrapathotype diversity for aggressiveness and pathogen evolution in cultivar mixtures. *Phytopathology*, 91 (5): 500-510. <https://doi.org/10.1094/phyto.2001.91.5.500>
- Lannou, C.; Hubert, P.; Gimeno, C., (2005). Competition and interactions among stripe rust pathotypes in wheat-cultivar mixtures. *Plant Pathology*, 54 (5): 699-712. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2005.01251.x>
- Lazzaro, M.; Costanzo, A.; Barberi, P., (2018). Single vs multiple agroecosystem services provided by common wheat cultivar mixtures: Weed suppression, grain yield and quality. *Field Crops Research*, 221: 277-297. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.10.006>

- Legrand, A.; Barbosa, P., (2003). Plant morphological complexity impacts foraging efficiency of adult *Coccinella septempunctata* L. (Coleoptera : Coccinellidae). *Environmental Entomology*, 32 (5): 1219-1226. <https://doi.org/10.1603/0046-225x-32.5.1219>
- Leonard, K.J., (1969). Selection in heterogeneous populations of *Puccinia-graminis* f-sp *avenae*. *Phytopathology*, 59 (12): 1851-&.
- Litrico, I.; Violle, C., (2015). Diversity in Plant Breeding A New Conceptual Framework. *Trends in Plant Science*, 20 (10): 604-613. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2015.07.007>
- Luthra, J.K.; Rao, M.V., (1979). Multiline cultivars - how their resistance influence leaf rust diseases in wheat. *Euphytica*, 28 (1): 137-144. <https://doi.org/10.1007/bf00029184>
- Lyimo, H.F.; Teri, J.M., (1984). Effect of bean cultivar mixtures on disease severity and yield. *Proceedings of the 3rd Workshop on Bean Research*. Sokoine University of Agriculture, Morogoro, Tanzania.
- MacHardy, W.E.; Gadoury, D.M.; Gessler, C., (2001). Parasitic and biological fitness of *Venturia inaequalis*: Relationship to disease management strategies. *Plant Disease*, 85 (10): 1036-1051. <https://doi.org/10.1094/pdis.2001.85.10.1036>
- Madata, C.S., (1989). *Effect of cultivar mixtures on yield of common beans (Phaseolus vulgaris L.) and on development of anthracnose, angular leaf spot and halo-blight*. Michigan State University, East Lansing, USA.
- Mahe, I.; Chauvel, B.; Colbach, N.; Cordeau, S.; Gfeller, A.; Reiss, A.; Moreau, D., (2022). Deciphering field-based evidences for crop allelopathy in weed regulation. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 42 (3): 20. <https://doi.org/10.1007/s13593-021-00749-1>
- Mallet, J.; Porter, P., (1992). Preventing insect adaptation to insect-resistant crops - are seed mixtures or refugia the best strategy. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 250 (1328): 165-169. <https://doi.org/10.1098/rspb.1992.0145>
- Marshall, B.; Newton, A.C.; Zhan, J., (2009). Quantitative evolution of aggressiveness of powdery mildew under two-cultivar barley mixtures. *Plant Pathology*, 58 (2): 378-388. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2008.01953.x>
- McArt, S.H.; Thaler, J.S., (2013). Plant genotypic diversity reduces the rate of consumer resource utilization. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 280 (1762): 8. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.0639>
- McCracken, A.R.; Dawson, W.M.A.P.S.D., DANI, Newforge Lane, Belfast BT9 5PX (United Kingdom)), (1998). Interaction of willow (*Salix*) clones growing in mixtures. *Tests of Agrochemicals and Cultivars*.
- Mikaberidze, A.; McDonald, B.A.; Bonhoeffer, S., (2015). Developing smarter host mixtures to control plant disease. *Plant Pathology*, 64 (4): 996-1004. <https://doi.org/10.1111/ppa.12321>
- Miot, S.; Frey, P.; Pinon, J., (1999). Varietal mixture of poplar clones: Effects on infection by *Melampsora larici-populina* and on plant growth. *European Journal of Forest Pathology*, 29 (6): 411-423.
- Montarry, J.; Hamelin, F.M.; Glais, I.; Corbi, R.; Andrivon, D., (2010). Fitness costs associated with unnecessary virulence factors and life history traits: evolutionary insights from the potato late blight pathogen *Phytophthora infestans*. *Bmc Evolutionary Biology*, 10: 9. <https://doi.org/10.1186/1471-2148-10-283>
- Montazeaud, G.; Flutre, T.; Ballini, E.; Morel, J.B.; David, J.; Girodolle, J.; Rocher, A.; Ducasse, A.; Violle, C.; Fort, F.; Freville, H., (2022). From cultivar mixtures to allelic mixtures: opposite effects of allelic richness between genotypes and genotype richness in wheat. *New Phytologist*, 233 (6): 2573-2584. <https://doi.org/10.1111/nph.17915>
- Mundt, C.C.; Leonard, K.J., (1986a). Analysis of factors affecting disease increase and spread in mixtures of immune and susceptible plants in computer-simulated epidemics. *Phytopathology*, 76 (8): 832-840. <https://doi.org/10.1094/Phyto-76-832>
- Mundt, C.C.; Leonard, K.J., (1986b). Effect of host genotype unit area on development of focal epidemics of bean rust and common maize rust in mixtures of resistant and susceptible plants. *Phytopathology*, 76 (9): 895-900. <https://doi.org/10.1094/Phyto-76-895>
- Mundt, C.C., (2002). Use of multiline cultivars and cultivar mixtures for disease management. *Annual Review of Phytopathology*, 40: 381-+. <https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.40.011402.113723>

- Mundt, C.C., (2014). Durable resistance: A key to sustainable management of pathogens and pests. *Infection Genetics and Evolution*, 27: 446-455. <https://doi.org/10.1016/j.meegid.2014.01.011>
- Newton, A.C.; Begg, G.S.; Swanston, J.S., (2009). Deployment of diversity for enhanced crop function. *Annals of Applied Biology*, 154 (3): 309-322. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.2008.00303.x>
- Newton, A.C.; Guy, D.C., (2009). The effects of uneven, patchy cultivar mixtures on disease control and yield in winter barley. *Field Crops Research*, 110 (3): 225-228. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2008.09.002>
- Newton, A.C.; Guy, D.C., (2011). Scale and spatial structure effects on the outcome of barley cultivar mixture trials for disease control. *Field Crops Research*, 123 (2): 74-79. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.05.002>
- Ninkovic, V.; Markovic, D.; Dahlin, I., (2016). Decoding neighbour volatiles in preparation for future competition and implications for tritrophic interactions. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*, 23: 11-17. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2016.09.005>
- Orellana-Torrejon, C.; Vidal, T.; Boixel, A.L.; Gelisse, S.; Saint-Jean, S.; Frederic, S., (2022a). Annual dynamics of *Zymoseptoria tritici* populations in wheat cultivar mixtures: A compromise between the efficacy and durability of a recently broken-down resistance gene? *Plant Pathology*, 71 (2): 289-303. <https://doi.org/10.1111/ppa.13458>
- Orellana-Torrejon, C.; Vidal, T.; Gazeau, G.; Boixel, A.-L.; Gélisse, S.; Lageyre, J.; Saint-Jean, S.; Suffert, F., (2022b). Multiple scenarios for sexual crosses in the fungal pathogen *Zymoseptoria tritici* on wheat residues: Potential consequences for virulence gene transmission. *Fungal Genetics and Biology*, 163: 103744. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1087184522000895>
- Orellana-Torrejon, C.; Vidal, T.; Saint-Jean, S.; Suffert, F., (2022c). The impact of wheat cultivar mixtures on virulence dynamics in *Zymoseptoria tritici* populations persists after interseason sexual reproduction. *Plant Pathology*, 71 (7): 1537-1549. <https://doi.org/10.1111/ppa.13577>
- Oveisi, M.; Kaleibar, P.; Mashhadi, H.R.; Muller-Scharer, H.; Bagheri, A.; Amani, M.; Elahinejad, M.; Masoumi, D., (2021). Bean cultivar mixture allows reduced herbicide dose while maintaining high yield: A step towards more eco-friendly weed management. *European Journal of Agronomy*, 122: 8. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126173>
- Pakeman, R.J.; Karley, A.J.; Newton, A.C.; Morcillo, L.; Brooker, R.W.; Schob, C., (2015). A trait-based approach to crop-weed interactions. *European Journal of Agronomy*, 70: 22-32. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.06.010>
- Pakeman, R.J.; Brooker, R.W.; Karley, A.J.; Newton, A.C.; Mitchell, C.; Hewison, R.L.; Pollenus, J.; Guy, D.C.; Schobs, C., (2020). Increased crop diversity reduces the functional space available for weeds. *Weed Research*, 60 (2): 121-131. <https://doi.org/10.1111/wre.12393>
- Panse, A., (1988). *Untersuchungen an linienmischungen von Phaseolus vulgaris in den tropen*. Faculty of Agriculture and Horticulture, University of Munich.
- Parisi, L.; Gros, C.; Combe, F.; Parveaud, C.E.; Gomez, C.; Brun, L., (2013). Impact of a cultivar mixture on scab, powdery mildew and rosy aphid in an organic apple orchard. *Crop Protection*, 43: 207-212. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2012.09.014>
- Passey, T.A.J.; Shaw, M.W.; Xu, X.M., (2016). Differentiation in populations of the apple scab fungus *Venturia inaequalis* on cultivars in a mixed orchard remain over time. *Plant Pathology*, 65 (7): 1133-1141. <https://doi.org/10.1111/ppa.12492>
- Peacock, L.; Herrick, S., (2000). Responses of the willow beetle *Phratora vulgatissima* to genetically and spatially diverse *Salix* spp. plantations. *Journal of Applied Ecology*, 37 (5): 821-831. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00528.x>
- Pelissier, R.; Buendia, L.; Brousse, A.; Temple, C.; Ballini, E.; Fort, F.; Violle, C.; Morel, J.B., (2021). Plant neighbour-modulated susceptibility to pathogens in intraspecific mixtures. *Journal of Experimental Botany*, 72 (18): 6570-6580. <https://doi.org/10.1093/jxb/erab277>
- Peterson, J.A.; Ode, P.J.; Oliveira-Hofman, C.; Harwood, J.D., (2016). Integration of Plant Defense Traits with Biological Control of Arthropod Pests: Challenges and Opportunities. *Frontiers in Plant Science*, 7: 23. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.01794>

- Pilet-Nayel, M.L.; Moury, B.; Caffier, V.; Montarry, J.; Kerlan, M.C.; Fournet, S.; Durel, C.E.; Delourme, R., (2017). Quantitative Resistance to Plant Pathogens in Pyramiding Strategies for Durable Crop Protection. *Frontiers in Plant Science*, 8: 9. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01838>
- Pilikseere, D.; Zarina, L., (2017). Spring cereal variety mixtures and their relevance for weed suppression in agroecological conditions of Latvia. *Joint workshop of the EWRS working groups: Physical and cultural weed control and Crop-weed interactions*. Nyon, Switzerland. <https://orgprints.org/id/eprint/33491/>
- Potting, R.P.J.; Perry, J.N.; Powell, W., (2005). Insect behavioural ecology and other factors affecting the control efficacy of agro-ecosystem diversification strategies. *Ecological Modelling*, 182 (2): 199-216. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.07.017>
- Power, A.G., (1988). Leafhopper response to genetically diverse maize stands. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 49 (3): 213-219. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.1988.tb01182.x>
- Power, A.G., (1991). Virus spread and vector dynamics in genetically diverse plant-populations. *Ecology*, 72 (1): 232-241. <https://doi.org/10.2307/1938917>
- Prieto, I.; Violle, C.; Barre, P.; Durand, J.L.; Ghesquiere, M.; Litrico, I., (2015). Complementary effects of species and genetic diversity on productivity and stability of sown grasslands. *Nature Plants*, 1 (4): 5. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.33>
- Pyndji, M.M.; Trutmann, P., (1992). Managing angular leaf-spot on common bean in africa by supplementing farmer mixtures with resistant varieties. *Plant Disease*, 76 (11): 1144-1147. <https://doi.org/10.1094/pd-76-1144>
- Queneherve, P.; Barriere, V.; Salmon, F.; Houdin, F.; Achard, R.; Gertrude, J.C.; Marie-Luce, S.; Chabrier, C.; Duyck, P.F.; Tixier, P., (2011). Effect of banana crop mixtures on the plant-feeding nematode community. *Applied Soil Ecology*, 49: 40-45. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.07.003>
- Quenouille, J.; Paulhiac, E.; Moury, B.; Palloix, A., (2014). Quantitative trait loci from the host genetic background modulate the durability of a resistance gene: a rational basis for sustainable resistance breeding in plants. *Heredity*, 112 (6): 579-587. <https://doi.org/10.1038/hdy.2013.138>
- Raboin, L.M.; Ramanantsoanirina, A.; Dusserre, J.; Razasolofonahary, F.; Tharreau, D.; Lannou, C.; Sester, M., (2012). Two-component cultivar mixtures reduce rice blast epidemics in an upland agrosystem. *Plant Pathology*, 61 (6): 1103-1111. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2012.02602.x>
- Reiss, E.R.; Drinkwater, L.E., (2018). Cultivar mixtures: a meta-analysis of the effect of intraspecific diversity on crop yield. *Ecological Applications*, 28 (1): 62-77. <https://doi.org/10.1002/eap.1629>
- RigginBucci, T.M.; Gould, F., (1997). Impact of intraplot mixtures of toxic and nontoxic plants on population dynamics of diamondback moth (Lepidoptera: Plutellidae) and its natural enemies. *Journal of Economic Entomology*, 90 (2): 241-251. <https://doi.org/10.1093/jee/90.2.241>
- Rimbaud, L.; Fabre, F.; Papaix, J.; Moury, B.; Lannou, C.; Barrett, L.G.; Thrall, P.H., (2021). Models of Plant Resistance Deployment. In: Leach, J.E.; Lindow, S.E., eds. *Annual Review of Phytopathology, Vol 59, 2021*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Phytopathology), 125-152. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-020620-122134>
- Sapoukhina, N.; Durel, C.E.; Le Cam, B., (2009). Spatial deployment of gene-for-gene resistance governs evolution and spread of pathogen populations. *Theoretical Ecology*, 2 (4): 229-238. <https://doi.org/10.1007/s12080-009-0045-5>
- Saur, L.; Mille, B., (1997). Disease progress of *Pseudocercospora herpotrichoides* in mixed stands of winter wheat cultivars. *Agronomie*, 17 (2): 113-118. <https://doi.org/10.1051/agro:19970204>
- Savary, S.; Teng, P.S.; Willocquet, L.; Nutter, F.W., (2006). Quantification and Modeling of Crop Losses: A Review of Purposes. *Annual Review of Phytopathology*, 44 (1): 89-112. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto.44.070505.143342>
- Scharer, H.J., (2006). The potential of cultivar mixtures in organic lettuce production. *International Symposium on Sustainability Through Integrated and Organic Horticulture held at the 27th International Horticultural Congress*. Seoul, SOUTH KOREA. Aug 13-19. International Society Horticultural Science, 159-167. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2008.767.15>
- Schob, C.; Kerle, S.; Karley, A.J.; Morcillo, L.; Pakeman, R.J.; Newton, A.C.; Brooker, R.W., (2015). Intraspecific genetic diversity and composition modify species-level diversity-productivity relationships. *New Phytologist*, 205 (2): 720-730. <https://doi.org/10.1111/nph.13043>

- Schob, C.; Hortal, S.; Karley, A.J.; Morcillo, L.; Newton, A.C.; Pakeman, R.J.; Powell, J.R.; Anderson, I.C.; Brooker, R.W., (2017). Species but not genotype diversity strongly impacts the establishment of rare colonisers. *Functional Ecology*, 31 (7): 1462-1470. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12848>
- Shoffner, A.V.; Tooker, J.F., (2013). The potential of genotypically diverse cultivar mixtures to moderate aphid populations in wheat (*Triticum aestivum* L.). *Arthropod-Plant Interactions*, 7 (1): 33-43. <https://doi.org/10.1007/s11829-012-9226-z>
- Smith, R.G.; Mortensen, D.A.; Ryan, M.R., (2010). A new hypothesis for the functional role of diversity in mediating resource pools and weed-crop competition in agroecosystems. *Weed Research*, 50 (1): 37-48. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2009.00745.x>
- Smithson, J.B.; Lenne, J.M., (1996). Varietal mixtures: A viable strategy for sustainable productivity in subsistence agriculture. *Annals of Applied Biology*, 128 (1): 127-158. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.1996.tb07096.x>
- Snyder, L.D.; Gomez, M.I.; Power, A.G., (2020). Crop Varietal Mixtures as a Strategy to Support Insect Pest Control, Yield, Economic, and Nutritional Services. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4: 14. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.00060>
- Souza, B.O.; Casela, C.R.; Nunes, J.A.; Castro, H.A., (2013). Management of sorghum anthracnose through diversification of genetic resistance in host population. *Tropical Plant Pathology*, 38 (1): 20-27. <https://doi.org/10.1590/s1982-56762013000100003>
- Stomph, T.; Dordas, C.; Baranger, A.; de Rijk, J.; Dong, B.; Evers, J.; Gu, C.F.; Li, L.; Simon, J.; Jensen, E.S.; Wang, Q.; Wang, Y.Y.; Wang, Z.S.; Xu, H.S.; Zhang, C.C.; Zhang, L.Z.; Zhang, W.P.; Bedoussac, L.; van der Werf, W., (2020). Designing intercropping for high yield, yield stability and efficient use of resources: Are there principles? In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy, Vol 160*. London: Academic Press Ltd-Elsevier Science Ltd (Advances in Agronomy), 1-50. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.10.002>
- Tang, J.; Xie, J.; Chen, X.; Yu, L., (2009). Can rice genetic diversity reduce *Echinochloa crus-galli* infestation? *Weed Research*, 49 (1): 47-54. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2008.00650.x>
- Tooker, J.F.; Frank, S.D., (2012). Genotypically diverse cultivar mixtures for insect pest management and increased crop yields. *Journal of Applied Ecology*, 49 (5): 974-985. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02173.x>
- Tratwal, A.; Bocianowski, J., (2018). Cultivar mixtures as part of integrated protection of spring barley. *Journal of Plant Diseases and Protection*, 125 (1): 41-50. <https://doi.org/10.1007/s41348-017-0139-z>
- Turner, K.G.; Lorts, C.M.; Haile, A.T.; Lasky, J.R., (2020). Effects of genomic and functional diversity on stand-level productivity and performance of non-native *Arabidopsis*. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 287 (1937): 9. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.2041>
- Underwood, N., (2009). Effect of genetic variance in plant quality on the population dynamics of a herbivorous insect. *Journal of Animal Ecology*, 78 (4): 839-847. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01540.x>
- Utsumi, S.; Ando, Y.; Craig, T.P.; Ohgushi, T., (2011). Plant genotypic diversity increases population size of a herbivorous insect. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 278 (1721): 3108-3115. <https://doi.org/10.1098/rspb.2011.0239>
- Valantin-Morison, M., (2012). Comment favoriser la régulation biologique des insectes de l'échelle de la parcelle à celle du paysage agricole, pour aboutir à des stratégies de protection intégrée sur le colza d'hiver ? *OCL*, 19 (3): 169-183. <https://doi.org/10.1051/ocl.2012.0455>
- Vaquié, A., (2019). *Intra- and intercrop diversification in cereal cropping and effect on pest control*. Institut agronomique, vétérinaire et forestier de France. <https://www.theses.fr/2019IAVF0008>
- Vidal, T.; Boixel, A.L.; Durand, B.; de Vallavieille-Pope, C.; Huber, L.; Saint-Jean, S., (2017a). Reduction of fungal disease spread in cultivar mixtures: Impact of canopy architecture on rain-splash dispersal and on crop microclimate. *Agricultural and Forest Meteorology*, 246: 154-161. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.06.014>
- Vidal, T.; Lusley, P.; Leconte, M.; de Vallavieille-Pope, C.; Huber, L.; Saint-Jean, S., (2017b). Cultivar architecture modulates spore dispersal by rain splash: A new perspective to reduce disease progression in cultivar mixtures. *Plos One*, 12 (11): 16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0187788>

- Vidal, T.; Gigot, C.; de Vallavieille-Pope, C.; Huber, L.; Saint-Jean, S., (2018). Contrasting plant height can improve the control of rain-borne diseases in wheat cultivar mixture: modelling splash dispersal in 3-D canopies. *Annals of Botany*, 121 (7): 1299-1308. <https://doi.org/10.1093/aob/mcy024>
- Vidal, T.; Saint-Jean, S.; Lusley, P.; Lecon, M.; Ben Krima, S.; Boixel, A.L.; Consortium, W.; de Vallayieille-Pope, C., (2020). Cultivar mixture effects on disease and yield remain despite diversity in wheat height and earliness. *Plant Pathology*, 69 (6): 1148-1160. <https://doi.org/10.1111/ppa.13200>
- Vidal, T.; Gauffreteau, A.; Enjalbert, J.; Suffert, F., (2021). Mélanger les variétés pour construire des peuplements plus résistants aux bioagresseurs. *L'immunité des plantes*. <https://www.quae.com/produit/1661/9782759232345/l-immunite-des-plantes>
- Vilmorin-Andrieux, J., (1880). *Les meilleurs blés*. Vilmorin-Andrieux & Cie. <https://www.abebooks.com/MEILLEURS-BLES-VILMORIN-ANDRIEUX-CIE-Jean-Edition/22530798211/bd>
- Wolfe, M.S., (1985). The current status and prospects of multiline cultivars and variety mixtures for disease resistance. *Annual Review of Phytopathology*, 23: 251-273. <https://doi.org/10.1146/annurev.py.23.090185.001343>
- Wuest, S.E.; Niklaus, P.A., (2018). A plant biodiversity effect resolved to a single chromosomal region. *Nature Ecology & Evolution*, 2 (12): 1933-1939. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0708-y>
- Wuest, S.E.; Peter, R.; Niklaus, P.A., (2021). Ecological and evolutionary approaches to improving crop variety mixtures. *Nature Ecology & Evolution*, 5 (8): 1068-1077. <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01497-x>
- Xu, X.M.; Ridout, M.S., (2000). Stochastic simulation of the spread of race-specific and race-nonspecific aerial fungal pathogens in cultivar mixtures. *Plant Pathology*, 49 (2): 207-218. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3059.2000.t01-1-00444.x>
- Xu, X.M., (2012). Super-races are not likely to dominate a fungal population within a life time of a perennial crop plantation of cultivar mixtures: a simulation study. *Bmc Ecology*, 12: 10. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-12-16>
- Xu, Y.; Cheng, H.F.; Kong, C.H.; Meiners, S.J., (2021). Intra-specific kin recognition contributes to inter-specific allelopathy: A case study of allelopathic rice interference with paddy weeds. *Plant Cell and Environment*, 44 (12): 3479-3491. <https://doi.org/10.1111/pce.14083>
- Yang, B.; Ge, F.; Ouyang, F.; Parajulee, M., (2012). Intra-species Mixture Alters Pest and Disease Severity in Cotton. *Environmental Entomology*, 41 (4): 1029-1036. <https://doi.org/10.1603/en11182>
- Yang, F.; Kerns, D.L.; Head, G.P.; Leonard, B.R.; Levy, R.; Niu, Y.; Huang, F.N., (2014). A Challenge for the Seed Mixture Refuge Strategy in Bt Maize: Impact of Cross-Pollination on an Ear-Feeding Pest, Corn Earworm. *Plos One*, 9 (11): 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0112962>
- Yang, F.; Kerns, D.; Huang, F., (2015). Refuge-in-the-Bag Strategy for Managing Insect Resistance to BT Maize. *Outlooks on Pest Management*, 26 (5): 226-228. <https://doi.org/10.1564/v26.oct.10>
- Zhan, J.; Mundt, C.C.; Hoffer, M.E.; McDonald, B.A., (2002). Local adaptation and effect of host genotype on the rate of pathogen evolution: an experimental test in a plant pathosystem. *Journal of Evolutionary Biology*, 15 (4): 634-647. <https://doi.org/10.1046/j.1420-9101.2002.00428.x>
- Zhan, J.; Fitt, B.D.L.; Pinnschmidt, H.O.; Oxley, S.J.P.; Newton, A.C., (2008). Resistance, epidemiology and sustainable management of *Rhynchosporium secalis* populations on barley. *Plant Pathology*, 57 (1): 1-14. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2007.01691.x>
- Zhao, L.; Sun, Z.Y.; Huang, C.; Wang, S.; Pan, J.J.; Wang, H.G.; Cao, S.Q.; Ma, Z.H., (2010). Study on the control effect and wheat yield of cultivar mixtures on wheat stripe rust. *Journal of China Agricultural Science*: 49-54. https://www.researchgate.net/publication/313700412_Study_on_the_control_effect_and_wheat_yield_of_cultivar_mixtures_on_wheat_stripe_rust
- Zhu, Y.Y.; Chen, H.R.; Fan, J.H.; Wang, Y.Y.; Li, Y.; Chen, J.B.; Fan, J.X.; Yang, S.S.; Hu, L.P.; Leung, H.; Mew, T.W.; Teng, P.S.; Wang, Z.H.; Mundt, C.C., (2000). Genetic diversity and disease control in rice. *Nature*, 406 (6797): 718-722. <https://doi.org/10.1038/35021046>
- Zhu, Y.Y.; Fang, H.; Wang, Y.Y.; Fan, J.X.; Yang, S.S.; Mew, T.W.; Mundt, C.C., (2005). Panicle blast and canopy moisture in rice cultivar mixtures. *Phytopathology*, 95 (4): 433-438. <https://doi.org/10.1094/phyto-95-0433>

Zhu, S.S.; Morel, J.B., (2019). Molecular Mechanisms Underlying Microbial Disease Control in Intercropping. *Molecular Plant-Microbe Interactions*, 32 (1): 20-24. <https://doi.org/10.1094/mpmi-03-18-0058-cr>

Section 3.3

- Adeux, G.; Vieren, E.; Carlesi, S.; Barberi, P.; Munier-Jolain, N.; Cordeau, S., (2019). Mitigating crop yield losses through weed diversity. *Nature Sustainability*, 2 (11): 1018-1026. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0415-y>
- Adeux, G.; Cordeau, S.; Antichi, D.; Carlesi, S.; Mazzoncini, M.; Munier-Jolain, N.; Barberi, P., (2021). Cover crops promote crop productivity but do not enhance weed management in tillage-based cropping systems. *European Journal of Agronomy*, 123: 126221. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126221>
- Adeux, G.; Yvoz, S.; Biju-Duval, L.; Cadet, E.; Farcy, P.; Fried, G.; Guillemain, J.-P.; Meunier, D.; Munier-Jolain, N.; Petit, S.; Cordeau, S., (2022). Cropping system diversification does not always beget weed diversity. *European Journal of Agronomy*, 133: 126438. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2021.126438>
- Aiyer, A.K.Y.N., (1950). Mixed cropping in India. *Indian Journal of Agricultural Science*, 19: 439-543.
- Andow, D., (1983). *Plant diversity and insect populations: Interactions among dry beans, insects and weeds*. Cornell University, Ithaca, NY.
- Andow, D.A., (1991). Vegetational diversity and arthropod population response. *Annual Review of Entomology*, 36: 561-586. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.36.010191.003021>
- Arbuckle, J.G.; Roesch-McNally, G., (2015). Cover crop adoption in Iowa: The role of perceived practice characteristics. *Journal of Soil and Water Conservation*, 70 (6): 418-429. <https://doi.org/10.2489/jswc.70.6.418>
- Armbrecht, I.; Gallego, M.C., (2007). Testing ant predation on the coffee berry borer in shaded and sun coffee plantations in Colombia. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 124 (3): 261-267. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.2007.00574.x>
- Armengot, L.; Ferrari, L.; Milz, J.; Velasquez, F.; Hohmann, P.; Schneider, M., (2020). Cacao agroforestry systems do not increase pest and disease incidence compared with monocultures under good cultural management practices. *Crop Protection*, 130: 9. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.105047>
- Badenhausser, I.; Gross, N.; Mornet, V.; Roncoroni, M.; Saintilan, A.; Rusch, A., (2020). Increasing amount and quality of green infrastructures at different scales promotes biological control in agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 290: 9. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106735>
- Banful, B.; Dzietror, A.; Ofori, I.; Hemeng, O.B., (2000). Yield of plantain alley cropped with *Leucaena leucocephala* and *Flemingia macrophylla* in Kumasi, Ghana. *Agroforestry Systems*, 49 (2): 189-199. <https://doi.org/10.1023/a:1006335710243>
- Baraibar, B.; Hunter, M.C.; Schipanski, M.E.; Hamilton, A.; Mortensen, D.A., (2018). Weed Suppression in Cover Crop Monocultures and Mixtures. *Weed Science*, 66 (1): 121-133. <https://doi.org/10.1017/wsc.2017.59>
- Barre, K.; Le Viol, I.; Julliard, R.; Kerbiriou, C., (2018). Weed control method drives conservation tillage efficiency on farmland breeding birds. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 256: 74-81. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.01.004>
- Beer, J.; Muschler, R.; Kass, D.; Somarriba, E., (1997). Shade management in coffee and cacao plantations. *Agroforestry Systems*, 38 (1-3): 139-164. <https://doi.org/10.1023/a:1005956528316>
- Beilhe, L.B.; Roudine, S.; Perez, J.A.Q.; Allinne, C.; Daout, D.; Mauxion, R.; Carval, D., (2020). Pest-regulating networks of the coffee berry borer (*Hypothenemus hampei*) in agroforestry systems. *Crop Protection*, 131: 10. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.105036>
- Beillouin, D.; Ben-Ari, T.; Malezieux, E.; Seufert, V.; Makowski, D., (2021). Positive but variable effects of crop diversification on biodiversity and ecosystem services. *Global Change Biology*, 27 (19): 4697-4710. <https://doi.org/10.1111/gcb.15747>
- Bender, S.F.; Wagg, C.; van der Heijden, M.G.A., (2016). An Underground Revolution: Biodiversity and Soil Ecological Engineering for Agricultural Sustainability. *Trends in Ecology & Evolution*, 31 (6): 440-452. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.016>

- Bergkvist, G., (2003). Influence of white clover traits on biomass and yield in winter wheat- or winter oilseed rape-clover intercrops. *Biological Agriculture & Horticulture*, 21 (2): 151-164. <https://doi.org/10.1080/01448765.2003.9755259>
- Bergtold, J.S.; Ramsey, S.; Maddy, L.; Williams, J.R., (2019). A review of economic considerations for cover crops as a conservation practice. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 34 (1): 62-76. <https://doi.org/10.1017/s1742170517000278>
- Berry, S.D.; Dana, P.; Spaull, V.W.; Cadet, P., (2009). Effect of intercropping on nematodes in two small-scale sugarcane farming systems in South Africa. *Nematropica*, 39 (1): 11-33.
- Bettters, D.R., (1988). Planning optimal economic-strategies for agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 7 (1): 17-31. <https://doi.org/10.1007/bf01890467>
- Blaauw, B.R.; Isaacs, R., (2015). Wildflower plantings enhance the abundance of natural enemies and their services in adjacent blueberry fields. *Biological Control*, 91: 94-103. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2015.08.003>
- Blaix, C.; Moonen, A.C.; Dostatny, D.F.; Izquierdo, J.; Le Corff, J.; Morrison, J.; Von Redwitz, C.; Schumacher, M.; Westerman, P.R., (2018). Quantification of regulating ecosystem services provided by weeds in annual cropping systems using a systematic map approach. *Weed Research*, 58 (3): 151-164. <https://doi.org/10.1111/wre.12303>
- Blanchart, E.; Villenave, C.; Viallatoux, A.; Barthes, B.; Girardin, C.; Azontonde, A.; Feller, C., (2006). Long-term effect of a legume cover crop (*Mucuna pruriens* var. *utilis*) on the communities of soil macrofauna and nematofauna, under maize cultivation, in southern Benin. *European Journal of Soil Biology*, 42: S136-S144. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.07.018>
- Boinot, S.; Fried, G.; Storkey, J.; Metcalfe, H.; Barkaoui, K.; Lauri, P.E.; Meziere, D., (2019). Alley cropping agroforestry systems: Reservoirs for weeds or refugia for plant diversity? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 284: 13. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106584>
- Boinot, S.; Meziere, D.; Poulmarc'h, J.; Saintilan, A.; Lauri, P.E.; Sarthou, J.P., (2020). Promoting generalist predators of crop pests in alley cropping agroforestry fields: Farming system matters. *Ecological Engineering*, 158: 12. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106041>
- Bommarco, R.; Kleijn, D.; Potts, S.G., (2013). Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology & Evolution*, 28 (4): 230-238. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.012>
- Bottenberg, H.; Masiunas, J.; Eastman, C.; Eastburn, D.M., (1997). The impact of rye cover crops on weeds, insects, and diseases in snap bean cropping systems. *Journal of Sustainable Agriculture*, 9 (2-3): 131-155. https://doi.org/10.1300/J064v09n02_09
- Boudreau, M.A., (2013). Diseases in Intercropping Systems. In: VanAlfen, N.K., ed. *Annual Review of Phytopathology*, Vol 51. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Phytopathology), 499-519. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-082712-102246>
- Bybee-Finley, K.A.; Cordeau, S.; Yvoz, S.; Mirsky, S.B.; Ryan, M.R., (2022). Finding the right mix: a framework for selecting seeding rates for cover crop mixtures. *Ecological Applications*, 32 (1): 17. <https://doi.org/10.1002/eap.2484>
- Callaway, M.B., (2009). A compendium of crop varietal tolerance to weeds. *American Journal of Alternative Agriculture*, 7 (4): 169-180. <https://doi.org/10.1017/S088918930000477X>
- Cavan, N.; Labreuche, J.; Wissocq, A., (2016). Cultures intermédiaires: des sols de plus en plus couverts. *Perspectives Agricoles*, (433): 10-14. https://www.perspectives-agricoles.com/file/galleryelement/pj/d2/31/7d/ae/433_3533706090215912534.pdf
- Colbach, N.; Gardarin, A.; Moreau, D., (2019). The response of weed and crop species to shading: Which parameters explain weed impacts on crop production? *Field Crops Research*, 238: 45-55. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.04.008>
- Colbach, N.; Colas, F.; Cordeau, S.; Maillot, T.; Queyrel, W.; Villerd, J.; Moreau, D., (2021). The FLORSYS crop-weed canopy model, a tool to investigate and promote agroecological weed management. *Field Crops Research*, 261: 17. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2020.108006>

- Cordeau, S.; Guillemain, J.P.; Reibel, C.; Chauvel, B., (2015). Weed species differ in their ability to emerge in no-till systems that include cover crops. *Annals of Applied Biology*, 166 (3): 444-455. <https://doi.org/10.1111/aab.12195>
- Cordeau, S.; Wayman, S.; Reibel, C.; Strbik, F.; Chauvel, B.; Guillemain, J.P., (2018). Effects of drought on weed emergence and growth vary with the seed burial depth and presence of a cover crop. *Weed Biology and Management*, 18 (1): 12-25. <https://doi.org/10.1111/wbm.12136>
- Corre-Hellou, G.; Dibet, A.; Hauggaard-Nielsen, H.; Crozat, Y.; Gooding, M.; Ambus, P.; Dahlmann, C.; von Fragstein, P.; Pristeri, A.; Monti, M.; Jensen, E.S., (2011). The competitive ability of pea-barley intercrops against weeds and the interactions with crop productivity and soil N availability. *Field Crops Research*, 122 (3): 264-272. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.04.004>
- Costanzo, A.; Barberi, P., (2014). Functional agrobiodiversity and agroecosystem services in sustainable wheat production. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34 (2): 327-348. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0178-1>
- Couedel, A.; Kirkegaard, J.; Alletto, L.; Justes, E., (2019). Crucifer-legume cover crop mixtures for biocontrol: Toward a new multi-service paradigm. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy, Vol 157*. London: Academic Press Ltd-Elsevier Science Ltd (Advances in Agronomy), 55-139. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.05.003>
- Cox, R.; O'Neal, M.; Hessel, R.; Schulte, L.A.; Helmers, M., (2014). The Impact of Prairie Strips on Aphidophagous Predator Abundance and Soybean Aphid Predation in Agricultural Catchments. *Environmental Entomology*, 43 (5): 1185-1197. <https://doi.org/10.1603/en13129>
- Crawley, M.J., (1983). *Herbivory: the dynamics of animal-plant interactions*. Oxford: Blackwell Scientific Publications (Ecology).
- Crews, T.E.; Blesh, J.; Culman, S.W.; Hayes, R.C.; Jensen, E.S.; Mack, M.C.; Peoples, M.B.; Schipanski, M.E., (2016). Going where no grains have gone before: From early to mid-succession. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 223: 223-238. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.012>
- De la Mora, A.; Livingston, G.; Philpott, S.M., (2008). Arboreal Ant Abundance and Leaf Miner Damage in Coffee Agroecosystems in Mexico. *Biotropica*, 40 (6): 742-746. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00444.x>
- Deraison, H.; Badenhauer, I.; Loeuille, N.; Scherber, C.; Gross, N., (2015). Functional trait diversity across trophic levels determines herbivore impact on plant community biomass. *Ecology Letters*, 18 (12): 1346-1355. <https://doi.org/10.1111/ele.12529>
- Djian-Caporalino, C.; Bourdy, G.; Cayrol, J.-C., (2005). Nematicidal and nematode-resistant plants. *Biopesticides of plant origin*. Andover (united kingdom): Intercept. <https://hal.inrae.fr/hal-02828991>
- Djian-Caporalino, C.; Mateille, T.; Bailly-Bechet, M.; Marteu, N.; Fazari, A.; Bautheac, P.; Raptopoulou, A.; Duong, L.V.; Tavoillot, J.; Martiny, B.; Goillon, C.; Castagnone-Sereno, P., (2019). Evaluating sorghums as green manure against root-knot nematodes. *Crop Protection*, 122: 142-150. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.05.002>
- Duchene, O.; Vian, J.F.; Celette, F., (2017). Intercropping with legume for agroecological cropping systems: Complementarity and facilitation processes and the importance of soil microorganisms. A review. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 240: 148-161. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.019>
- Durand-Bessart, C.; Tixier, P.; Quinteros, A.; Andreotti, F.; Rapidel, B.; Tauvel, C.; Allinne, C., (2020). Analysis of interactions amongst shade trees, coffee foliar diseases and coffee yield in multistrata agroforestry systems. *Crop Protection*, 133: 8. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2020.105137>
- Egunjobi, O.A.; Akonde, P.T.; Caveness, F.E., (1986). Interaction between *Pratylenchus sefaensis*, *Meloidogyne javanica* and *Rotylenchulus reniformis* in sole and mixed crops of maize and cowpea *Revue de nematologie*, 9 (1): 61-70.
- Ejeta, G., (2007). Breeding for *Striga* resistance in sorghum: Exploitation of an intricate host-parasite biology. *Crop Science*, 47: S216-S227. <https://doi.org/10.2135/cropsci2007.04.00111PB5>
- Epila, J.S.O., (1986). The case for insect pest-management in agroforestry research. *Agricultural Systems*, 19 (1): 37-54. [https://doi.org/10.1016/0308-521x\(86\)90010-7](https://doi.org/10.1016/0308-521x(86)90010-7)

- Fang, Y.T.; Zhang, L.M.; Jiao, Y.G.; Liao, J.J.; Luo, L.F.; Ji, S.G.; Li, J.Z.; Dai, K.; Zhu, S.S.; Yang, M., (2016). Tobacco Rotated with Rapeseed for Soil-Borne Phytophthora Pathogen Biocontrol: Mediated by Rapeseed Root Exudates. *Frontiers in Microbiology*, 7: 11. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00894>
- Farooq, M.; Jabran, K.; Cheema, Z.A.; Wahid, A.; Siddique, K.H.M., (2011). The role of allelopathy in agricultural pest management. *Pest Management Science*, 67 (5): 493-506. <https://doi.org/10.1002/ps.2091>
- Farrell, J.A.K., (1976). Effects of intersowing with beans on the spread of groundnut rosette virus by *Aphis craccivora* Koch (Hemiptera, Aphididae) in Malawi. *Bulletin of Entomological Research*, 66 (2): 331-333. <https://doi.org/10.1017/S0007485300006726>
- Flint, M.L.; Bosch, R., (2012). *Introduction to Integrated Pest Management*. Springer New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-1-4615-9212-9>
- Florence, A.M.; Higley, L.G.; Drijber, R.A.; Francis, C.A.; Lindquist, J.L., (2019). Cover crop mixture diversity, biomass productivity, weed suppression, and stability. *Plos One*, 14 (3): 18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206195>
- Florence, A.M.; McGuire, A.M., (2020). Do diverse cover crop mixtures perform better than monocultures? A systematic review. *Agronomy Journal*, 112 (5): 3513-3534. <https://doi.org/10.1002/agj2.20340>
- Francis, C.A., (1986). *Multiple cropping systems*. MacMillan Publishing Company
- Funk, J.L.; Wolf, A.A., (2016). Testing the trait-based community framework: Do functional traits predict competitive outcomes? *Ecology*, 97 (9): 2206-2211. <https://doi.org/10.1002/ecy.1484>
- Garcia, M.A.; Altieri, M.A., (1992). Explaining differences in flea beetle *Phyllotreta-cruciferae* goeze densities in simple and mixed broccoli cropping systems as a function of individual behavior. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 62 (3): 201-209. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.1992.tb00660.x>
- Gidoin, C.; Babin, R.; Beilhe, L.B.; Cilas, C.; ten Hoopen, G.M.; Bieng, M.A.N., (2014). Tree Spatial Structure, Host Composition and Resource Availability Influence Mirid Density or Black Pod Prevalence in Cacao Agroforests in Cameroon. *Plos One*, 9 (10): 12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0109405>
- Glen, D.M.; Jones, H.; Fieldsend, J.K., (1990). Damage to oilseed rape seedlings by the field slug *Deroceras-reticulatum* in relation to glucosinolate concentration. *Annals of Applied Biology*, 117 (1): 197-207. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.1990.tb04207.x>
- Glover, J.D.; Culman, S.W.; DuPont, S.T.; Broussard, W.; Young, L.; Mangan, M.E.; Mai, J.G.; Crews, T.E.; DeHaan, L.R.; Buckley, D.H.; Ferris, H.; Turner, R.E.; Reynolds, H.L.; Wyse, D.L., (2010). Harvested perennial grasslands provide ecological benchmarks for agricultural sustainability. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 137 (1-2): 3-12. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.11.001>
- Grace, J.B.; Anderson, T.M.; Smith, M.D.; Seabloom, E.; Andelman, S.J.; Meche, G.; Weiher, E.; Allain, L.K.; Jutila, H.; Sankaran, M.; Knops, J.; Ritchie, M.; Willig, M.R., (2007). Does species diversity limit productivity in natural grassland communities? *Ecology Letters*, 10 (8): 680-689. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01058.x>
- Griffiths, J.; Phillips, D.S.; Compton, S.G.; Wright, C.; Incoll, L.D., (1998). Responses of slug numbers and slug damage to crops in a silvoarable agroforestry landscape. *Journal of Applied Ecology*, 35 (2): 252-260. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.00291.x>
- Gu, C.F.; Bastiaans, L.; Anten, N.P.R.; Makowski, D.; van der Werf, W., (2021). Annual intercropping suppresses weeds: A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 322: 11. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107658>
- Gunton, R.M., (2011). Integrating associational resistance into arable weed management. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 142 (3-4): 129-136. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.022>
- Gworgwor, N.A., (2007). Trees to control weeds in pearl millet. *Agronomy for Sustainable Development*, 27 (2): 89-94. <https://doi.org/10.1051/agro:2006028>
- Halliday, F.W.; Rohr, J.R., (2019). Measuring the shape of the biodiversity-disease relationship across systems reveals new findings and key gaps. *Nature Communications*, 10: 10. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-13049-w>
- Harterreiten-Souza, E.S.; Togni, P.H.B.; Pires, C.S.S.; Sujii, E.R., (2014). The role of integrating agroforestry and vegetable planting in structuring communities of herbivorous insects and their natural enemies in the Neotropical region. *Agroforestry Systems*, 88 (2): 205-219. <https://doi.org/10.1007/s10457-013-9666-1>

- Hartwig, N.L.; Ammon, H.U., (2002). 50th Anniversary - Invited article - Cover crops and living mulches. *Weed Science*, 50 (6): 688-699. [https://doi.org/10.1614/0043-1745\(2002\)050\[0688:aiacca\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1614/0043-1745(2002)050[0688:aiacca]2.0.co;2)
- Hassen, A.; Talore, D.G.; Tesfamariam, E.H.; Friend, M.A.; Mpanza, T.D.E., (2017). Potential use of forage-legume intercropping technologies to adapt to climate-change impacts on mixed crop-livestock systems in Africa: a review. *Regional Environmental Change*, 17 (6): 1713-1724. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1131-7>
- Hauggaard-Nielsen, H.; Ambus, P.; Jensen, E.S., (2001). Interspecific competition, N use and interference with weeds in pea-barley intercropping. *Field Crops Research*, 70 (2): 101-109. [https://doi.org/10.1016/s0378-4290\(01\)00126-5](https://doi.org/10.1016/s0378-4290(01)00126-5)
- Herrick, E.; Blesh, J., (2021). Intraspecific trait variation improves understanding and management of cover crop outcomes. *Ecosphere*, 12 (11): 17. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3817>
- Hiddink, G.A.; Termorshuizen, A.J.; van Bruggen, A.H.C., (2010). *Mixed Cropping and Suppression of Soilborne Diseases*. New York: Springer (*Genetic Engineering, Biofertilisation, Soil Quality and Organic Farming*). https://doi.org/10.1007/978-90-481-8741-6_5
- Hiltbrunner, J.; Liedgens, M.; Bloch, L.; Stamp, P.; Streit, B., (2007). Legume cover crops as living mulches for winter wheat: Components of biomass and the control of weeds. *European Journal of Agronomy*, 26 (1): 21-29. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2006.08.002>
- Hoehn, P.; Steffan-Dewenter, I.; Buchori, D.; Tschardtke, T., (2009). Spatiotemporal density patterns of the pest predator *Rhynchium haemorrhoidale* (F.) along a land-use gradient in cacao agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 76 (1): 163-171. <https://doi.org/10.1007/s10457-008-9154-1>
- Hoerning, C.; Wells, M.S.; Gesch, R.; Forcella, F.; Wyse, D., (2020). Yield tradeoffs and weed suppression in a winter annual oilseed relay-cropping system. *Agronomy Journal*, 112 (4): 2485-2495. <https://doi.org/10.1002/agj2.20160>
- Hokkanen, H.M.T., (1991). Trap cropping in pest-management. *Annual Review of Entomology*, 36: 119-138. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.36.010191.001003>
- Holland, J.M.; Hutchison, M.A.S.; Smith, B.; Aebischer, N.J., (2006). A review of invertebrates and seed-bearing plants as food for farmland birds in Europe. *Annals of Applied Biology*, 148 (1): 49-71. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.2006.00039.x>
- Holmes, R.J.; Froud-Williams, R.J., (2005). Post-dispersal weed seed predation by avian and non-avian predators. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 105 (1-2): 23-27. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.06.005>
- Honek, A.; Martinkova, Z.; Jarosik, V., (2003). Ground beetles (Carabidae) as seed predators. *European Journal of Entomology*, 100 (4): 531-544. <https://doi.org/10.14411/eje.2003.081>
- Hooks, C.R.R.; Wang, K.H.; Ploeg, A.; McSorley, R., (2010). Using marigold (*Tagetes* spp.) as a cover crop to protect crops from plant-parasitic nematodes. *Applied Soil Ecology*, 46 (3): 307-320. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.09.005>
- Huet, S., (2015). Un nouveau regard sur les couverts végétaux. *Semences et progrès*, (171): 8-11.
- Ichinose, K.; Hoa, N.V.; Bang, D.V.; Tuan, D.H.; Dien, L.Q., (2012). Limited efficacy of guava interplanting on citrus greening disease: Effectiveness of protection against disease invasion breaks down after one year. *Crop Protection*, 34: 119-126. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2011.11.023>
- Ilnicki, R.D.; Enache, A.J., (1992). Subterranean clover living mulch - an alternative method of weed-control. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 40 (1-4): 249-264. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(92\)90096-t](https://doi.org/10.1016/0167-8809(92)90096-t)
- Imbert, C.; Papaix, J.; Husson, L.; Warlop, F.; Lavigne, C., (2020). Estimating population dynamics parameters of cabbage pests in temperate mixed apple tree-cabbage plots compared to control vegetable plots. *Crop Protection*, 129: 15. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.105037>
- Iverson, A.L.; Marin, L.E.; Ennis, K.K.; Gonthier, D.J.; Connor-Barrie, B.T.; Remfert, J.L.; Cardinale, B.J.; Perfecto, I., (2014). Do polycultures promote win-wins or trade-offs in agricultural ecosystem services? A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51 (6): 1593-1602. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12334>
- Ivezic, V.; Yu, Y.; van der Werf, W., (2021). Crop Yields in European Agroforestry Systems: A Meta-Analysis. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 5: 13. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2021.606631>

- Jackson, D.M.; Harrison, H.F., (2008). Effects of a Killed-Cover Crop Mulching System on Sweetpotato Production, Soil Pests, and Insect Predators in South Carolina. *Journal of Economic Entomology*, 101 (6): 1871-1880. <https://doi.org/10.1603/0022-0493-101.6.1871>
- Jama, B.; Getahun, A.; Ngugi, D.N., (1991). Shading effects of alley cropped *Leucaena-leucocephala* on weed biomass and maize yield at Mtwapa, coast province, Kenya. *Agroforestry Systems*, 13 (1): 1-11. <https://doi.org/10.1007/bf00129615>
- Jonsson, M.; Raphael, I.A.; Ekbom, B.; Kyamanywa, S.; Karungi, J., (2015). Contrasting effects of shade level and altitude on two important coffee pests. *Journal of Pest Science*, 88 (2): 281-287. <https://doi.org/10.1007/s10340-014-0615-1>
- Jordan, N., (1993). Prospects for weed-control through crop interference. *Ecological Applications*, 3 (1): 84-91. <https://doi.org/10.2307/1941794>
- Jose, S.; Gillespie, A.R.; Pallardy, S.G., (2004). Interspecific interactions in temperate agroforestry. *Agroforestry Systems*, 61-2 (1): 237-255. <https://doi.org/10.1023/B:AGFO.0000029002.85273.9b>
- Justes, E.; Richard, G., (2017). Contexte, concepts et définition des cultures intermédiaires multi-services. *Innovations Agronomiques*, 62: 1-15. <https://doi.org/10.15454/1.5174017785695195e12>
- Kabouw, P.; Biere, A.; van der Putten, W.H.; van Dam, N.M., (2010). Intra-specific Differences in Root and Shoot Glucosinolate Profiles among White Cabbage (*Brassica oleracea* var. capitata) Cultivars. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 58 (1): 411-417. <https://doi.org/10.1021/jf902835k>
- Karungi, J.; Nambi, N.; Ijala, A.R.; Jonsson, M.; Kyamanywa, S.; Ekbom, B., (2015). Relating shading levels and distance from natural vegetation with hemipteran pests and predators occurrence on coffee. *Journal of Applied Entomology*, 139 (9): 669-678. <https://doi.org/10.1111/jen.12203>
- Kass, D.C.L., (1978). Polyculture cropping systems: review and analysis. *Cornell International Agricultural Bulletin*, 32.
- Kazakou, E.; Violle, C.; Roumet, C.; Navas, M.L.; Vile, D.; Kattge, J.; Garnier, E., (2014). Are trait-based species rankings consistent across data sets and spatial scales? *Journal of Vegetation Science*, 25 (1): 235-247. <https://doi.org/10.1111/jvs.12066>
- Khan, Z.R.; Hassanali, A.; Overholt, W.; Khamis, T.M.; Hooper, A.M.; Pickett, J.A.; Wadhams, L.J.; Woodcock, C.M., (2002). Control of witchweed *Striga hermonthica* by intercropping with *Desmodium* spp., and the mechanism defined as allelopathic. *Journal of Chemical Ecology*, 28 (9): 1871-1885. <https://doi.org/10.1023/a:1020525521180>
- Khan, Z.R.; Midega, C.A.O.; Hassanali, A.; Pickett, J.A.; Wadhams, L.J.; Wanjoya, A., (2006). Management of witchweed, *Striga hermonthica*, and stemborers in sorghum, *Sorghum bicolor*, through intercropping with greenleaf desmodium, *Desmodium intortum*. *International Journal of Pest Management*, 52 (4): 297-302. <https://doi.org/10.1080/09670870600816991>
- Khan, Z.R.; Midega, C.A.O.; Wanyama, J.M.; Amudavi, D.M.; Hassanali, A.; Pittchar, J.; Pickett, J.A., (2009). Integration of edible beans (*Phaseolus vulgaris* L.) into the push-pull technology developed for stemborer and *Striga* control in maize-based cropping systems. *Crop Protection*, 28 (11): 997-1006. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2009.05.014>
- Kleijn, D.; Bommarco, R.; Fijen, T.P.M.; Garibaldi, L.A.; Potts, S.G.; van der Putten, W.H., (2019). Ecological Intensification: Bridging the Gap between Science and Practice. *Trends in Ecology & Evolution*, 34 (2): 154-166. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.11.002>
- Kohli, R.K.; Singh, H.P.; Batish, D.R.; Jose, S., (2007). Ecological interactions in agroforestry: An overview. In: Batish, D.R.; Kohli, R.K.; Jose, S.; Singh, H.P., eds. *Ecological Basis of Agroforestry*. CRC Press, 3-14. <https://agroforestryfarm.unl.edu/publications/2008-ecological-basis-of-agroforestry.pdf>
- Kranz, A.J.; Wolz, K.J.; Miller, J.R., (2019). Effects of shrub crop interplanting on apple pest ecology in a temperate agroforestry system. *Agroforestry Systems*, 93 (3): 1179-1189. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0224-8>
- Lanter, J.M., (1990). *Epidemiology of angular leaf spot of bean in monocultures and in bean-maize intercrops*. University of California.

- Le Bagousse-Pinguet, Y.; Gross, N.; Saiz, H.; Maestre, F.T.; Ruiz, S.; Dacal, M.; Asensio, S.; Ochoa, V.; Gozalo, B.; Cornelissen, J.H.C.; Deschamps, L.; Garcia, C.; Maire, V.; Milla, R.; Salinas, N.; Wang, J.T.; Singh, B.K.; Garcia-Palacios, P., (2021). Functional rarity and evenness are key facets of biodiversity to boost multifunctionality. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118 (7): 8. <https://doi.org/10.1073/pnas.2019355118>
- Leatemia, J.A.; Laing, J.E.; Corrigan, J.E., (1995). Effects of adult nutrition on longevity, fecundity, and offspring sex-ratio of *Trichogramma-minutum riley* (hymenoptera, trichogrammatidae). *Canadian Entomologist*, 127 (2): 245-254. <https://doi.org/10.4039/Ent127245-2>
- Leclercq, D.; Basset, A.; Bourdon, P.; Gras, M.-C.; Julier, B.; Leclerc, C.; Litrico, I., (2017). Catalogue français: valorisation de la sélection pour les variétés de cultures intermédiaires multi-services. *Innovations Agronomiques*, 62: 1-14. <https://doi.org/10.15454/1.517407622897299e12>
- Lehmann, L.M.; Smith, J.; Westaway, S.; Pisanelli, A.; Russo, G.; Borek, R.; Sandor, M.; Gliga, A.; Smith, L.; Ghaley, B.B., (2020). Productivity and Economic Evaluation of Agroforestry Systems for Sustainable Production of Food and Non-Food Products. *Sustainability*, 12 (13): 9. <https://doi.org/10.3390/su12135429>
- Li, C.J.; Hoffland, E.; Kuyper, T.W.; Yu, Y.; Zhang, C.C.; Li, H.G.; Zhang, F.S.; van der Werf, W., (2020). Syndromes of production in intercropping impact yield gains. *Nature Plants*, 6 (6): 653-660. <https://doi.org/10.1038/s41477-020-0680-9>
- Liebman, M.; Dyck, E., (1993). Crop-rotation and intercropping strategies for weed management. *Ecological Applications*, 3 (1): 92-122. <https://doi.org/10.2307/1941795>
- Lithourgidis, A.S.; Dordas, C.A.; Damalas, C.A.; Vlachostergios, D.N., (2011). Annual intercrops: an alternative pathway for sustainable agriculture. *Australian Journal of Crop Science*, 5 (4): 396-410.
- Loges, R.; Bunne, I.; Reinsch, T.; Malisch, C.; Kluss, C.; Herrmann, A.; Taube, F., (2018). Forage production in rotational systems generates similar yields compared to maize monocultures but improves soil carbon stocks. *European Journal of Agronomy*, 97: 11-19. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.04.010>
- Lojka, B.; Cepkova, P.H.; Navratilova, L.; Van Damme, P.; Banout, J.; Polesny, Z.; Preininger, D., (2011). Methods for short-term control of Imperata grass in Peruvian Amazon. *Journal of Agriculture and Rural Development in the Tropics and Subtropics*, 112 (1): 37-43.
- Lorin, M.; Jeuffroy, M.H.; Butier, A.; Valantin-Morison, M., (2015). Undersowing winter oilseed rape with frost-sensitive legume living mulches to improve weed control. *European Journal of Agronomy*, 71: 96-105. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.09.001>
- Maclean, R.H.; Litsinger, J.A.; Moody, K.; Watson, A.K., (1992). The impact of alley cropping *Gliricidia-sepium* and *Cassia-spectabilis* on upland rice and maize production. *Agroforestry Systems*, 20 (3): 213-228. <https://doi.org/10.1007/bf00053140>
- Mahe, I.; Chauvel, B.; Colbach, N.; Cordeau, S.; Gfeller, A.; Reiss, A.; Moreau, D., (2022). Deciphering field-based evidences for crop allelopathy in weed regulation. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 42 (3): 20. <https://doi.org/10.1007/s13593-021-00749-1>
- Malezieux, E.; Crozat, Y.; Dupraz, C.; Laurans, M.; Makowski, D.; Ozier-Lafontaine, H.; Rapidel, B.; de Tourdonnet, S.; Valantin-Morison, M., (2009). Mixing plant species in cropping systems: concepts, tools and models. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29 (1): 43-62. <https://doi.org/10.1051/agro:2007057>
- Martin-Chave, A.; Beral, C.; Capowiez, Y., (2019a). Agroforestry has an impact on nocturnal predation by ground beetles and Opiliones in a temperate organic alley cropping system. *Biological Control*, 129: 128-135. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2018.10.009>
- Martin-Chave, A.; Beral, C.; Mazzia, C.; Capowiez, Y., (2019b). Agroforestry impacts the seasonal and diurnal activity of dominant predatory arthropods in organic vegetable crops. *Agroforestry Systems*, 93 (6): 2067-2083. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0309-4>
- Mead, R.; Willey, R.W., (1980). The concept of a land equivalent ratio and advantages in yields from intercropping. *Experimental Agriculture*, 16 (3): 217-228. <https://doi.org/10.1017/s0014479700010978>
- Moonen, A.C.; Barberi, P., (2004). Size and composition of the weed seedbank after 7 years of different cover-crop-maize management systems. *Weed Research*, 44 (3): 163-177. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2004.00388.x>

- Moreau, D.; Adeux, G.; Rouge, A.; Guillemin, J.-P.; Cordeau, S., (2022). Mécanismes de régulation biologique des adventices par les couverts végétaux. *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 12-1. <https://hal.inrae.fr/hal-03882515>
- Moreira, C.C.; Celestino, D.; Sobrinho, T.G.; Cardoso, I.M.; Elliot, S.L., (2019). Agroforestry coffee soils increase the insect-suppressive potential offered by entomopathogenic fungi over full-sun soils: A case proposing a "bait survival technique". *Ecology and Evolution*, 9 (18): 10777-10787. <https://doi.org/10.1002/ece3.5598>
- Mossu, G., (1990). *Le cacaoyer*. Paris: Maisonneuve et Larose (*Technicien de l'agriculture tropicale*).
- Mvondo, E.A.; Ndo, E.G.D.; Manga, M.L.T.; Aba'ane, C.L.; Bitoumou, J.A.; Manga, B.; Nomo, L.B.; Ambang, Z.; Cilas, C., (2020). Effects of complex cocoa-based agroforests on citrus tree decline. *Crop Protection*, 130: 7. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.105051>
- Nabirye, J.; Nampala, P.; Ogenga-Latigo, M.W.; Kyamanywa, S.; Wilson, H.; Odeke, V.; Iceduna, C.; Adipala, E., (2003). Farmer-participatory evaluation of cowpea integrated pest management (IPM) technologies in Eastern Uganda. *Crop Protection*, 22 (1): 31-38. [https://doi.org/10.1016/s0261-2194\(02\)00094-7](https://doi.org/10.1016/s0261-2194(02)00094-7)
- Nichols, V.; English, L.; Carlson, S.; Gailans, S.; Liebman, M., (2020). Effects of Long-Term Cover Cropping on Weed Seedbanks. *Frontiers in Agronomy*, 2. <https://doi.org/10.3389/fagro.2020.591091>
- Ogol, C.; Spence, J.R.; Keddie, A., (1999). Maize stem borer colonization, establishment and crop damage levels in a maize-leucaena agroforestry system in Kenya. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 76 (1): 1-15. [https://doi.org/10.1016/s0167-8809\(99\)00077-8](https://doi.org/10.1016/s0167-8809(99)00077-8)
- Oksanen, L.; Fretwell, S.D.; Arruda, J.; Niemela, P., (1981). Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. *American Naturalist*, 118 (2): 240-261. <https://doi.org/10.1086/283817>
- Pardee, G.L.; Philpott, S.M., (2011). Cascading Indirect Effects in a Coffee Agroecosystem: Effects of Parasitic Phorid Flies on Ants and the Coffee Berry Borer in a High-Shade and Low-Shade Habitat. *Environmental Entomology*, 40 (3): 581-588. <https://doi.org/10.1603/en11015>
- Pardon, P.; Reheul, D.; Mertens, J.; Reubens, B.; De Frenne, P.; De Smedt, P.; Proesmans, W.; Van Vooren, L.; Verheyen, K., (2019). Gradients in abundance and diversity of ground dwelling arthropods as a function of distance to tree rows in temperate arable agroforestry systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 270: 114-128. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.10.017>
- Parolin, P.; Bresch, C.; Desneux, N.; Brun, R.; Bout, A.; Boll, R.; Poncet, C., (2012). Secondary plants used in biological control: A review. *International Journal of Pest Management*, 58 (2): 91-100. <https://doi.org/10.1080/09670874.2012.659229>
- Perrin, R.M., (1977). Pest management in multiple cropping systems. *Agro-Ecosystems*, 3 (2): 93-118.
- Perrin, R.M.; Phillips, M.L., (1978). Some effects of mixed cropping on the population-dynamics of insect pests. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 24 (3): 585-593. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.1978.tb02820.x>
- Peters, V.E.; Greenberg, R., (2013). Fruit Supplementation Affects Birds but not Arthropod Predation by Birds in Costa Rican Agroforestry Systems. *Biotropica*, 45 (1): 102-110. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00891.x>
- Petit, S.; Cordeau, S.; Chauvel, B.; Bohan, D.; Guillemin, J.P.; Steinberg, C., (2018). Biodiversity-based options for arable weed management. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 38 (5): 21. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0525-3>
- Philippot, L.; Raaijmakers, J.M.; Lemanceau, P.; van der Putten, W.H., (2013). Going back to the roots: the microbial ecology of the rhizosphere. *Nature Reviews Microbiology*, 11 (11): 789-799. <https://doi.org/10.1038/nrmicro3109>
- Philpott, S.M.; Armbrrecht, I., (2006). Biodiversity in tropical agroforests and the ecological role of ants and ant diversity in predatory function. *Ecological Entomology*, 31 (4): 369-377. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2006.00793.x>
- Pitan, O.O.R.; Olatunde, G.O., (2006). Effects of intercropping tomato (*Lycopersicon esculentum*) at different times with cowpea (*Vigna unguiculata*) or okra (*Abelmoschus esculentus*) on crop damage by major insect pests. *Journal of Agricultural Science*, 144: 361-368. <https://doi.org/10.1017/s0021859606006277>

- Pocock, M.J.O.; Evans, D.M.; Memmott, J., (2012). The Robustness and Restoration of a Network of Ecological Networks. *Science*, 335 (6071): 973-977. <https://doi.org/10.1126/science.1214915>
- Poggio, S.L., (2005). Structure of weed communities occurring in monoculture and intercropping of field pea and barley. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 109 (1-2): 48-58. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.019>
- Pollnac, F.W.; Maxwell, B.D.; Menalled, F.D., (2009). Weed community characteristics and crop performance: a neighbourhood approach. *Weed Research*, 49 (3): 242-250. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2009.00688.x>
- Potting, R.P.J.; Perry, J.N.; Powell, W., (2005). Insect behavioural ecology and other factors affecting the control efficacy of agro-ecosystem diversification strategies. *Ecological Modelling*, 182 (2): 199-216. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.07.017>
- Poveda, K.; Gomez, M.I.; Martinez, E., (2008). Diversification practices: their effect on pest regulation and production. *Revista Colombiana De Entomologia*, 34 (2): 131-144.
- Pumarino, L.; Sileshi, G.W.; Gripenberg, S.; Kaartinen, R.; Barrios, E.; Muchane, M.N.; Midega, C.; Jonsson, M., (2015). Effects of agroforestry on pest, disease and weed control: A meta-analysis. *Basic and Applied Ecology*, 16 (7): 573-582. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2015.08.006>
- Radicetti, E.; Baresel, J.P.; El-Haddoury, E.J.; Finckh, M.R.; Mancinelli, R.; Schmidt, J.H.; Alami, I.T.; Udupa, S.M.; van der Heijden, M.G.A.; Wittwer, R.; Campiglia, E., (2018). Wheat performance with subclover living mulch in different agro-environmental conditions depends on crop management. *European Journal of Agronomy*, 94: 36-45. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.01.011>
- Rao, M.R.; Singh, M.P.; Day, R., (2000). Insect pest problems in tropical agroforestry systems: Contributory factors and strategies for management. *Agroforestry Systems*, 50 (3): 243-277. <https://doi.org/10.1023/a:1006421701772>
- Raseduzzaman, M.; Jensen, E.S., (2017). Does intercropping enhance yield stability in arable crop production? A meta-analysis. *European Journal of Agronomy*, 91: 25-33. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.09.009>
- Ratnadass, A.; Fernandes, P.; Avelino, J.; Habib, R., (2012). Plant species diversity for sustainable management of crop pests and diseases in agroecosystems: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32 (1): 273-303. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0022-4>
- Reinhardt, C.F.; Tesfamichael, N., (2011). Nitrogen in combination with *Desmodium intortum* effectively suppress *Striga asiatica* in a sorghum-*Desmodium* intercropping system. *Journal of Agriculture and Rural Development in the Tropics and Subtropics*, 112 (1): 19-28.
- Rezende, M.Q.; Venzon, M.; Perez, A.L.; Cardoso, I.M.; Janssen, A., (2014). Extrafloral nectaries of associated trees can enhance natural pest control. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 188: 198-203. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.024>
- Rice, E.L., (2012). *Allelopathy*. New York: Academic Press, 368. <https://www.sciencedirect.com/book/9780125870559/allelopathy>
- Ricou, C.; Schneller, C.; Amiaud, B.; Plantureux, S.; Bockstaller, C., (2014). A vegetation-based indicator to assess the pollination value of field margin flora. *Ecological Indicators*, 45: 320-331. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.03.022>
- Riedel, J.; Kagi, N.; Armengot, L.; Schneider, M., (2019). Effects of rehabilitation pruning and agroforestry on cacao tree development and yield in an older full-sun plantation. *Experimental Agriculture*, 55 (6): 849-865. <https://doi.org/10.1017/s0014479718000431>
- Risch, S.J., (1983). Intercropping as cultural pest-control - prospects and limitations. *Environmental Management*, 7 (1): 9-14. <https://doi.org/10.1007/bf01867035>
- Root, R.B., (1973). Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats - fauna of collards (*Brassica-oleracea*). *Ecological Monographs*, 43 (1): 95-120. <https://doi.org/10.2307/1942161>
- Rouge, A.; Adeux, G.; Busset, H.; Hugard, R.; Martin, J.; Matejcek, A.; Moreau, D.; Guillemin, J.P.; Cordeau, S., (2022). Weed suppression in cover crop mixtures under contrasted levels of resource availability. *European Journal of Agronomy*, 136: 10. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2022.126499>
- Rukazambuga, N.; Gold, C.S.; Gowen, S.R.; Ragama, P., (2002). The influence of crop management on banana weevil, *Cosmopolites sordidus* (Coleoptera : Curculionidae) populations and yield of highland cooking banana

- (cv. Atwalira) in Uganda. *Bulletin of Entomological Research*, 92 (5): 413-421. <https://doi.org/10.1079/ber2002182>
- Rusch, A.; Valantin-Morison, M.; Roger-Estrade, J.; Sarthou, J.P., (2012). Local and landscape determinants of pollen beetle abundance in overwintering habitats. *Agricultural and Forest Entomology*, 14 (1): 37-47. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2011.00547.x>
- Sahile, S.; Fininsa, C.; Sakhuja, P.K.; Ahmed, S., (2008). Effect of mixed cropping and fungicides on chocolate spot (*Botrytis fabae*) of faba bean (*Vicia faba*) in Ethiopia. *Crop Protection*, 27 (2): 275-282. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2007.06.003>
- Sandhu, R.K.; Boyd, N.S.; Sharpe, S.; Guan, Z.F.; Qiu, Q.; Luo, T.Y.; Agehara, S., (2020). Management of Relay-cropped Strawberry and Eggplant to Maximize Yield and Economic Return. *Hortscience*, 55 (7): 1083-1089. <https://doi.org/10.21273/hortsci14932-20>
- Schappert, A.; Schumacher, M.; Gerhards, R., (2019). Weed Control Ability of Single Sown Cover Crops Compared to Species Mixtures. *Agronomy-Basel*, 9 (6): 12. <https://doi.org/10.3390/agronomy9060294>
- Scholte, K.; Vos, J., (2000). Effects of potential trap crops and planting date on soil infestation with potato cyst nematodes and root-knot nematodes. *Annals of Applied Biology*, 137 (2): 153-164. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.2000.tb00047.x>
- Schroth, G.; Krauss, U.; Gasparotto, L.; Aguilar, J.A.D.; Vohland, K., (2000). Pests and diseases in agroforestry systems of the humid tropics. *Agroforestry Systems*, 50 (3): 199-241. <https://doi.org/10.1023/a:1006468103914>
- Schulte, L.A.; Niemi, J.; Helmers, M.J.; Liebman, M.; Arbuckle, J.G.; James, D.E.; Kolka, R.K.; O'Neal, M.E.; Tomer, M.D.; Tyndall, J.C.; Asbjornsen, H.; Drobney, P.; Neal, J.; Van Ryswyk, G.; Witte, C., (2017). Prairie strips improve biodiversity and the delivery of multiple ecosystem services from corn-soybean croplands. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114 (42): 11247-11252. <https://doi.org/10.1073/pnas.1620229114>
- Sekamatte, B.M.; Ogenga-Latigo, M.; Russell-Smith, A., (2003). Effects of maize-legume intercropping on termite damage to maize, activity of predatory ants and maize yields in Uganda. *Crop Protection*, 22 (1): 87-93. [https://doi.org/10.1016/s0261-2194\(02\)00115-1](https://doi.org/10.1016/s0261-2194(02)00115-1)
- Shelton, A.M.; Badenes-Perez, E., (2006). Concepts and applications of trap cropping in pest management. *Annual Review of Entomology*, 51: 285-308. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.150959>
- Sileshi, G.; Hailu, G.; Mafongoya, P.L., (2006). Occupancy-abundance models for predicting densities of three leaf beetles damaging the multipurpose tree *Sesbania sesban* in eastern and southern Africa. *Bulletin of Entomological Research*, 96 (1): 61-69. <https://doi.org/10.1079/ber2005401>
- Sileshi, G.W.; Kuntashula, E.; Matakala, P.; Nkunika, P.O., (2008). Farmers' perceptions of tree mortality, pests and pest management practices in agroforestry in Malawi, Mozambique and Zambia. *Agroforestry Systems*, 72 (2): 87-101. <https://doi.org/10.1007/s10457-007-9082-5>
- Silvertown, J.; Poulton, P.; Johnston, E.; Edwards, G.; Heard, M.; Biss, P.M., (2006). The Park Grass Experiment 1856-2006: Its contribution to ecology. *Journal of Ecology*, 94 (4): 801-814. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01145.x>
- Singh, H.P.; Batish, D.R.; Kohli, R.K., (2003). Allelopathic interactions and allelochemicals: New possibilities for sustainable weed management. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 22 (3-4): 239-311. <https://doi.org/10.1080/713610858>
- Smith, R.G.; Warren, N.D.; Cordeau, S., (2020). Are cover crop mixtures better at suppressing weeds than cover crop monocultures? *Weed Science*, 68 (2): 186-194. <https://doi.org/10.1017/wsc.2020.12>
- Smits, N.; Dupraz, C.; Dufour, L., (2012). Unexpected lack of influence of tree rows on the dynamics of wheat aphids and their natural enemies in a temperate agroforestry system. *Agroforestry Systems*, 85 (1): 153-164. <https://doi.org/10.1007/s10457-011-9473-5>
- Snaydon, R.W., (1991). Replacement or Additive Designs for Competition Studies? *Journal of Applied Ecology*, 28 (3): 930-946. <https://doi.org/10.2307/2404218>

- Song, B.Z.; Han, Z.H., (2020). Assessment of the biocontrol effects of three aromatic plants on multiple trophic levels of the arthropod community in an agroforestry ecosystem. *Ecological Entomology*, 45 (4): 831-839. <https://doi.org/10.1111/een.12858>
- Songa, J.M.; Jiang, N.; Schulthess, F.; Omwega, C., (2007). The role of intercropping different cereal species in controlling lepidopteran stemborers on maize in Kenya. *Journal of Applied Entomology*, 131 (1): 40-49. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2006.01116.x>
- Sow, A.; Seye, D.; Faye, E.; Benoit, L.; Galan, M.; Haran, J.; Brevault, T., (2020). Birds and bats contribute to natural regulation of the millet head miner in tree-crop agroforestry systems. *Crop Protection*, 132: 8. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2020.105127>
- Stamps, W.T.; McGraw, R.L.; Godsey, L.; Woods, T.L., (2009). The ecology and economics of insect pest management in nut tree alley cropping systems in the Midwestern United States. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 131 (1-2): 4-8. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.06.012>
- Staton, T.; Walters, R.J.; Smith, J.; Girling, R.D., (2019). Evaluating the effects of integrating trees into temperate arable systems on pest control and pollination. *Agricultural Systems*, 176: 9. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102676>
- Stenchly, K.; Clough, Y.; Buchori, D.; Tschardt, T., (2011). Spider web guilds in cacao agroforestry - comparing tree, plot and landscape-scale management. *Diversity and Distributions*, 17 (4): 748-756. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00774.x>
- Tahvanainen, J.O.; Root, R.B., (1972). The influence of vegetational diversity on the population ecology of a specialized herbivore, *Phyllotreta cruciferae* (Coleoptera: Chrysomelidae). *Oecologia*, 10 (4): 321-346. <https://doi.org/10.1007/BF00345736>
- Tanveer, M.; Anjum, S.A.; Hussain, S.; Cerda, A.; Ashraf, U., (2017). Relay cropping as a sustainable approach: problems and opportunities for sustainable crop production. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (8): 6973-6988. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8371-4>
- Tatenda, R.J.; Jacobus, P.P.; Stanford, M., (2021). Influence of Short-term Maize-Green Manure Cover Crop Rotations on Germinable Weed Seed Bank under Conservation Agriculture. *Asian Journal of Agriculture and Rural Development*, 11 (1): 139-155. <https://doi.org/10.18488/journal.ajard.2021.111.139.155>
- Teasdale, J.R., (1996). Contribution of cover crops to weed management in sustainable agricultural systems. *Journal of Production Agriculture*, 9 (4): 475-479. <https://doi.org/10.2134/jpa1996.0475>
- Thebault, E.; Loreau, M., (2003). Food-web constraints on biodiversity-ecosystem functioning relationships. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100 (25): 14949-14954. <https://doi.org/10.1073/pnas.2434847100>
- Tilman, D.; Wedin, D.; Knops, J., (1996). Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature*, 379 (6567): 718-720. <https://doi.org/10.1038/379718a0>
- Tixier, M.S.; Arnaud, A.; Douin, M.; Kreiter, S., (2015). Effects of agroforestry on Phytoseiidae communities (Acari: Mesostigmata) in vineyards. A synthesis of a 10-year period of observations. *Acarologia*, 55 (4): 361-375. <https://doi.org/10.1051/acarologia/20142182>
- Tooker, J.F.; O'Neal, M.E.; Rodriguez-Saona, C., (2020). Balancing Disturbance and Conservation in Agroecosystems to Improve Biological Control Annual Review of Entomology. In: Douglas, A.E., ed. *Annual Review of Entomology, Vol 65*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Entomology), 81-100. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011019-025143>
- Tschardt, T.; Clough, Y.; Bhagwat, S.A.; Buchori, D.; Faust, H.; Hertel, D.; Holscher, D.; Juhbandt, J.; Kessler, M.; Perfecto, I.; Scherber, C.; Schroth, G.; Veldkamp, E.; Wanger, T.C., (2011). Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes - a review. *Journal of Applied Ecology*, 48 (3): 619-629. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01939.x>
- Vandermeer, J.H., (1989). *The Ecology of Intercropping*. Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511623523>
- Vanrheenen, H.A.; Hasselbach, O.E.; Muigai, S.G.S., (1981). The effect of growing beans together with maize on the incidence of bean diseases and pests. *Netherlands Journal of Plant Pathology*, 87 (5): 193-199.

- Varon, E.H.; Eigenbrode, S.D.; Bosque-Perez, N.A.; Hilje, L., (2007). Effect of farm diversity on harvesting of coffee leaves by the leaf-cutting ant *Atta cephalotes*. *Agricultural and Forest Entomology*, 9 (1): 47-55. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2006.00320.x>
- Verret, V.; Gardarin, A.; Pelzer, E.; Mediene, S.; Makowski, D.; Valantin-Morison, M., (2017). Can legume companion plants control weeds without decreasing crop yield? A meta-analysis. *Field Crops Research*, 204: 158-168. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.01.010>
- Verret, V.; Pelzer, E.; Bedoussac, L.; Jeuffroy, M.-H., (2020). Tracking on-farm innovative practices to support crop mixture design: The case of annual mixtures including a legume crop. *European Journal of Agronomy*, 115: 19 p. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126018>
- Violle, C.; Enquist, B.J.; McGill, B.J.; Jiang, L.; Albert, C.H.; Hulshof, C.; Jung, V.; Messier, J., (2012). The return of the variance: intraspecific variability in community ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 27 (4): 244-252. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.11.014>
- Wäckers, F.L.; van Rijn, P.C.J.; Bruin, J., (2005). *Plant-Provided Food for Carnivorous Insects: A Protective Mutualism and its Applications*. Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511542220>
- Wang, K.H.; Sipes, B.S.; Schmitt, D.P., (2002). *Crotalaria* as a cover crop for nematode management: A review. *Nematropica*, 32 (1): 35-57.
- Way, M.J.; Khoo, K.C., (1991). Colony dispersion and nesting habits of the ants, *Dolichoderus thoracicus* and *Oecophylla smaragdina* (hymenoptera - formicidae), in relation to their success as biological-control agents on cocoa. *Bulletin of Entomological Research*, 81 (3): 341-350. <https://doi.org/10.1017/s0007485300033629>
- Wayman, S.; Kucek, L.K.; Mirsky, S.B.; Ackroyd, V.; Cordeau, S.; Ryan, M.R., (2017). Organic and conventional farmers differ in their perspectives on cover crop use and breeding. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 32 (4): 376-385. <https://doi.org/10.1017/s1742170516000338>
- Wenda-Piesik, A.; Piesik, D., (2021). Diversity of Species and the Occurrence and Development of a Specialized Pest Population-A Review Article. *Agriculture-Basel*, 11 (1): 14. <https://doi.org/10.3390/agriculture11010016>
- Wezel, A.; Casagrande, M.; Celette, F.; Vian, J.F.; Ferrer, A.; Peigne, J., (2014). Agroecological practices for sustainable agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34 (1): 1-20. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0180-7>
- White, J.G.; Scott, T.W., (1991). Effects of perennial forage-legume living mulches on no-till winter-wheat and rye. *Field Crops Research*, 28 (1-2): 135-148. [https://doi.org/10.1016/0378-4290\(91\)90079-b](https://doi.org/10.1016/0378-4290(91)90079-b)
- Wielgoss, A.; Clough, Y.; Fiala, B.; Rumedé, A.; Tschardtke, T., (2012). A minor pest reduces yield losses by a major pest: plant-mediated herbivore interactions in Indonesian cacao. *Journal of Applied Ecology*, 49 (2): 465-473. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02122.x>
- Xu, Z.; Li, C.J.; Zhang, C.C.; Yu, Y.; van der Werf, W.; Zhang, F.S., (2020). Intercropping maize and soybean increases efficiency of land and fertilizer nitrogen use; A meta-analysis. *Field Crops Research*, 246: 10. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.107661>
- Yang, M.; Zhang, Y.; Qi, L.; Mei, X.; Liao, J.; Ding, X.; Deng, W.; Fan, L.; He, X.; Vivanco, J.M.; Li, C.; Zhu, Y.; Zhu, S., (2015). Plant-Plant-Microbe Mechanisms Involved in Soil-Borne Disease Suppression on a Maize and Pepper Intercropping System. *Plos One*, 9 (12): e115052. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0115052>
- Yvoz, S.; Cordeau, S.; Ploteau, A.; Petit, S., (2021). A framework to estimate the contribution of weeds to the delivery of ecosystem (dis)services in agricultural landscapes. *Ecological Indicators*, 132: 12. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108321>
- Yvoz, S.v., (2021). *Multi-scale analysis of the trade-offs between ecosystem services provided by weeds*
Analyse multi-échelles des compromis entre services écosystémiques fournis par la flore adventice. Université Bourgogne Franche-Comté. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-03224373>
- Zhang, C.C.; Dong, Y.; Tang, L.; Zheng, Y.; Makowski, D.; Yu, Y.; Zhang, F.S.; van der Werf, W., (2019). Intercropping cereals with faba bean reduces plant disease incidence regardless of fertilizer input; a meta-analysis. *European Journal of Plant Pathology*, 154 (4): 931-942. <https://doi.org/10.1007/s10658-019-01711-4>

Section 3.4

- Bailey, D.J.; Otten, W.; Gilligan, C.A., (2000). Saprotrophic invasion by the soil-borne fungal plant pathogen *Rhizoctonia solani* and percolation thresholds. *New Phytologist*, 146 (3): 535-544. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2000.00660.x>
- Banful, B.; Dzieror, A.; Ofori, I.; Hemeng, O.B., (2000). Yield of plantain alley cropped with *Leucaena leucocephala* and *Flemingia macrophylla* in Kumasi, Ghana. *Agroforestry Systems*, 49 (2): 189-199. <https://doi.org/10.1023/a:1006335710243>
- Bannon, F.J.; Cooke, B.M., (1998). Studies on dispersal of *Septoria tritici* pycnidiospores in wheat-clover intercrops. *Plant Pathology*, 47 (1): 49-56. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3059.1998.00200.x>
- Ben Issa, R.; Gautier, H.; Gomez, L., (2017). Influence of neighbouring companion plants on the performance of aphid populations on sweet pepper plants under greenhouse conditions. *Agricultural and Forest Entomology*, 19 (2): 181-191. <https://doi.org/10.1111/afe.12199>
- Blumenthal, D.; Jordan, N., (2001). Weeds in field margins: a spatially explicit simulation analysis of Canada thistle population dynamics. *Weed Science*, 49 (4): 509-519. [https://doi.org/10.1614/0043-1745\(2001\)049\[0509:wifmas\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1614/0043-1745(2001)049[0509:wifmas]2.0.co;2)
- Boinot, S.; Fried, G.; Storkey, J.; Metcalfe, H.; Barkaoui, K.; Lauri, P.E.; Meziere, D., (2019). Alley cropping agroforestry systems: Reservoirs for weeds or refugia for plant diversity? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 284: 13. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106584>
- Boudreau, M.A.; Mundt, C.C., (1994). Mechanisms of alteration in bean rust development due to intercropping, in computer-simulated epidemics. *Ecological Applications*, 4 (4): 729-740. <https://doi.org/10.2307/1942003>
- Boudreau, M.A., (2013). Diseases in Intercropping Systems. In: VanAlfen, N.K., ed. *Annual Review of Phytopathology*, Vol 51. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Phytopathology), 499-519. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-082712-102246>
- Bouws, H.; Finckh, M.R., (2008). Effects of strip intercropping of potatoes with non-hosts on late blight severity and tuber yield in organic production. *Plant Pathology*, 57 (5): 916-927. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2008.01860.x>
- Brunet, Y., (2020). Turbulent Flow in Plant Canopies: Historical Perspective and Overview. *Boundary-Layer Meteorology*, 177 (2-3): 315-364. <https://doi.org/10.1007/s10546-020-00560-7>
- Bullas-Appleton, E.S.; Gillard, C.; Schaafsma, A.W., (2005). Aggregation of potato leaf hoppers, *Empoasca fabae* (Harris) (Homoptera : Cicadellidae), on a trap crop in an edible bean, *Phaseolus vulgaris* L., intercropping system. *Canadian Journal of Plant Science*, 85 (1): 237-242.
- Burdon, J.J.; Chilvers, G.A., (1982). Host density as a factor in plant-disease ecology. *Annual Review of Phytopathology*, 20: 143-166. <https://doi.org/10.1146/annurev.py.20.090182.001043>
- Bybee-Finley, K.A.; Ryan, M.R., (2018). Advancing Intercropping Research and Practices in Industrialized Agricultural Landscapes. *Agriculture-Basel*, 8 (6): 24. <https://doi.org/10.3390/agriculture8060080>
- Colas, F.; Cordeau, S.; Granger, S.; Jeuffroy, M.H.; Pointurier, O.; Queyrel, W.; Rodriguez, A.; Villerd, J.; Colbach, N., (2020). Co-development of a decision support system for integrated weed management: Contribution from future users. *European Journal of Agronomy*, 114: 13. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126010>
- Colbach, N.; Colas, F.; Cordeau, S.; Maillot, T.; Queyrel, W.; Villerd, J.; Moreau, D., (2021). The FLORSYS crop-weed canopy model, a tool to investigate and promote agroecological weed management. *Field Crops Research*, 261: 17. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2020.108006>
- Collard, B.; Tixier, P.; Carval, D.; Lavigne, C.; Delattre, T., (2018). Spatial organisation of habitats in agricultural plots affects per-capita predator effect on conservation biological control: An individual based modelling study. *Ecological Modelling*, 388: 124-135. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.09.026>
- Cordeau, S.; Petit, S.; Reboud, X.; Chauvel, B., (2012). Sown grass strips harbour high weed diversity but decrease weed richness in adjacent crops. *Weed Research*, 52 (1): 88-97. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2011.00892.x>

- Cresswell, C.J.; Cunningham, H.M.; Wilcox, A.; Randall, N.P., (2018). What specific plant traits support ecosystem services such as pollination, bio-control and water quality protection in temperate climates? A systematic map. *Environmental Evidence*, 7 (1): 13. <https://doi.org/10.1186/s13750-018-0120-8>
- de Rijk, M.; Zhang, X.; Van der Loo, J.A.H.; Engel, B.; Dicke, M.; Poelman, E.H., (2016). Density-mediated indirect interactions alter host foraging behaviour of parasitoids without altering foraging efficiency. *Ecological Entomology*, 41 (5): 562-571. <https://doi.org/10.1111/een.12325>
- Deiss, L.; Moraes, A.; Pelissari, A.; Porfirio-Da-Silva, V.; Dominschek, R., (2018). Sticky nightshade infestation and dispersion on an integrated soybean-eucalyptus system at subtropical Brazil. *Planta Daninha*, 36: 8. <https://doi.org/10.1590/s0100-83582018360100017>
- Devlaeminck, R.; Bossuyt, B.; Hermy, M., (2005). Seed dispersal from a forest into adjacent cropland. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 107 (1): 57-64. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.10.003>
- Diehl, E.; Wolters, V.; Birkhofer, K., (2012). Arable weeds in organically managed wheat fields foster carabid beetles by resource- and structure-mediated effects. *Arthropod-Plant Interactions*, 6 (1): 75-82. <https://doi.org/10.1007/s11829-011-9153-4>
- Evers, J.B.; Bastiaans, L., (2016). Quantifying the effect of crop spatial arrangement on weed suppression using functional-structural plant modelling. *Journal of Plant Research*, 129 (3): 339-351. <https://doi.org/10.1007/s10265-016-0807-2>
- Fiedler, A.K.; Landis, D.A., (2007). Plant characteristics associated with natural enemy abundance at Michigan native plants. *Environmental Entomology*, 36 (4): 878-886. [https://doi.org/10.1603/0046-225x\(2007\)36\[878:pcawne\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1603/0046-225x(2007)36[878:pcawne]2.0.co;2)
- Finckh, M.R.; Gacek, E.S.; Czembor, H.J.; Wolfe, M.S., (1999). Host frequency and density effects on powdery mildew and yield in mixtures of barley cultivars. *Plant Pathology*, 48 (6): 807-816.
- Finke, D.L.; Denno, R.F., (2006). Spatial refuge from intraguild predation: implications for prey suppression and trophic cascades. *Oecologia*, 149 (2): 265-275. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0443-y>
- Fondong, V.N.; Thresh, J.M.; Zok, S., (2002). Spatial and temporal spread of cassava mosaic virus disease in cassava grown alone and when intercropped with maize and/or cowpea. *Journal of Phytopathology*, 150 (7): 365-374. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0434.2002.00775.x>
- Frouz, J.; Paoletti, M.G., (2000). Spatial distribution of different life stages of one Dipteran community along hedgerow and field margin. *Landscape and Urban Planning*, 48 (1-2): 19-29. [https://doi.org/10.1016/s0169-2046\(99\)00074-2](https://doi.org/10.1016/s0169-2046(99)00074-2)
- Fusser, M.S.; Holland, J.M.; Jeanneret, P.; Pfister, S.C.; Entling, M.H.; Schirmel, J., (2018). Interactive effects of local and landscape factors on farmland carabids. *Agricultural and Forest Entomology*, 20 (4): 549-557. <https://doi.org/10.1111/afe.12288>
- Gardarin, A.; Plantegenest, M.; Bischoff, A.; Valantin-Morison, M., (2018). Understanding plant-arthropod interactions in multitrophic communities to improve conservation biological control: useful traits and metrics. *Journal of Pest Science*, 91 (3): 943-955. <https://doi.org/10.1007/s10340-018-0958-0>
- Garrett, K.A.; Nelson, R.J.; Mundt, C.C.; Chacon, G.; Jaramillo, R.E.; Forbes, G.A., (2001). The effects of host diversity and other management components on epidemics of potato late blight in the humid highland tropics. *Phytopathology*, 91 (10): 993-1000. <https://doi.org/10.1094/phyto.2001.91.10.993>
- Gingras, D.; Dutilleul, P.; Boivin, G., (2008). Effect of plant structure on searching strategy and searching efficiency of *Trichogramma turkestanica*. *Journal of Insect Science*, 8: 9. <https://doi.org/10.1673/031.008.2801>
- Griffiths, G.J.K.; Holland, J.M.; Bailey, A.; Thomas, M.B., (2008). Efficacy and economics of shelter habitats for conservation biological control. *Biological Control*, 45 (2): 200-209. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2007.09.002>
- Haddaway, N.R.; Brown, C.; Eales, J.; Eggers, S.; Josefsson, J.; Kronvang, B.; Randall, N.P.; Uusi-Kamppa, J., (2018). The multifunctional roles of vegetated strips around and within agricultural fields. *Environmental Evidence*, 7 (1): 43. <https://doi.org/10.1186/s13750-018-0126-2>

- Hamback, P.A.; Inouye, B.D.; Andersson, P.; Underwood, N., (2014). Effects of plant neighborhoods on plant-herbivore interactions: resource dilution and associational effects. *Ecology*, 95 (5): 1370-1383. <https://doi.org/10.1890/13-0793.1>
- Hatt, S.; Lopes, T.; Boeraeve, F.; Chen, J.L.; Francis, F., (2017). Pest regulation and support of natural enemies in agriculture: Experimental evidence of within field wildflower strips. *Ecological Engineering*, 98: 240-245. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.080>
- Hauser, S., (2002). Volunteer biomass production between multipurpose tree hedgerows after two years of fallow in southern Cameroon. *Agroforestry Systems*, 55 (2): 139-147. <https://doi.org/10.1023/a:1020586711333>
- Hiddink, G.A.; Termorshuizen, A.J.; van Bruggen, A.H.C., (2010). *Mixed Cropping and Suppression of Soilborne Diseases*. New York: Springer (*Genetic Engineering, Biofertilisation, Soil Quality and Organic Farming*). https://doi.org/10.1007/978-90-481-8741-6_5
- Kampichler, C.; Barthel, J.; Wieland, R., (2000). Species density of foliage-dwelling spiders in field margins: a simple, fuzzy rule-based model. *Ecological Modelling*, 129 (1): 87-99. [https://doi.org/10.1016/s0304-3800\(00\)00224-6](https://doi.org/10.1016/s0304-3800(00)00224-6)
- Landis, D.A.; Menalled, F.D.; Costamagna, A.C.; Wilkinson, T.K., (2005). Manipulating plant resources to enhance beneficial arthropods in agricultural landscapes. *Weed Science*, 53 (6): 902-908. <https://doi.org/10.1614/ws-04-050r1.1>
- Langellotto, G.A.; Denno, R.F., (2004). Responses of invertebrate natural enemies to complex-structured habitats: a meta-analytical synthesis. *Oecologia*, 139 (1): 1-10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1497-3>
- MacLeod, A.; Wratten, S.D.; Sotherton, N.W.; Thomas, M.B., (2004). 'Beetle banks' as refuges for beneficial arthropods in farmland: long-term changes in predator communities and habitat. *Agricultural and Forest Entomology*, 6 (2): 147-154. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2004.00215.x>
- Melo, T.S.; Makino, P.A.; Ceccon, G., (2019). Weed diversity in corn with different plant arrangement patterns grown alone and intercropped with palisade grass. *Planta Daninha*, 37: 9. <https://doi.org/10.1590/s0100-83582019370100103>
- Munier-Jolain, N.M.; Collard, A.; Busset, H.; Guyot, S.H.M.; Colbach, N., (2014). Investigating and modelling the morphological plasticity of weeds. *Field Crops Research*, 155: 90-98. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2013.09.018>
- Musser, F.R.; Nault, B.A.; Nyrop, J.P.; Shelton, A.M., (2005). Impact of a glossy collard trap crop on diamondback moth adult movement, oviposition, and larval survival. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 117 (1): 71-81. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.2005.00333.x>
- Nethononda, P.D.; Nofemela, R.S.; Modise, D.M., (2016). Development, survival, body weight and oviposition rates of *Plutella xylostella* (Linnaeus) (Lepidoptera: Plutellidae) when reared on seven cabbage cultivars. *African Entomology*, 24 (1): 162-169. <https://doi.org/10.4001/003.024.0162>
- Norros, V.; Rannik, U.; Hussein, T.; Petaja, T.; Vesala, T.; Ovaskainen, O., (2014). Do small spores disperse further than large spores? *Ecology*, 95 (6): 1612-1621. <https://doi.org/10.1890/13-0877.1>
- Ntahimpera, N.; Ellis, M.A.; Wilson, L.L.; Madden, L.V., (1998). Effects of a cover crop on splash dispersal of *Colletotrichum acutatum* conidia. *Phytopathology*, 88 (6): 536-543. <https://doi.org/10.1094/phyto.1998.88.6.536>
- Otten, W.; Filipe, J.A.N.; Gilligan, C.A., (2005). Damping-off epidemics, contact structure, and disease transmission in mixed-species populations. *Ecology*, 86 (7): 1948-1957. <https://doi.org/10.1890/04-1122>
- Pardon, P.; Reheul, D.; Mertens, J.; Reubens, B.; De Frenne, P.; De Smedt, P.; Proesmans, W.; Van Vooren, L.; Verheyen, K., (2019). Gradients in abundance and diversity of ground dwelling arthropods as a function of distance to tree rows in temperate arable agroforestry systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 270: 114-128. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.10.017>
- Pointurier, O.; Moreau, D.; Pages, L.; Caneill, J.; Colbach, N., (2021). Individual-based 3D modelling of root systems in heterogeneous plant canopies at the multiannual scale. Case study with a weed dynamics model. *Ecological Modelling*, 440: 15. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109376>
- Robert, C.; Fournier, C.; Andrieu, B.; Ney, B., (2008). Coupling a 3D virtual wheat (*Triticum aestivum*) plant model with a *Septoria tritici* epidemic model (Septo3D): a new approach to investigate plant-pathogen interactions linked to canopy architecture. *Functional Plant Biology*, 35 (9-10): 997-1013. <https://doi.org/10.1071/fp08066>

- Schoeny, A.; Jumel, S.; Rouault, F.; Lemarchand, E.; Tivoli, B., (2010). Effect and underlying mechanisms of pea-cereal intercropping on the epidemic development of ascochyta blight. *European Journal of Plant Pathology*, 126 (3): 317-331. <https://doi.org/10.1007/s10658-009-9548-6>
- Simon, S.; Lauri, P.E.; Brun, L.; Defrance, H.; Sauphanor, B., (2006). Does manipulation of fruit-tree architecture affect the development of pests and pathogens? A case study in an organic apple orchard. *Journal of Horticultural Science & Biotechnology*, 81 (4): 765-773. <https://doi.org/10.1080/14620316.2006.11512135>
- Simon, S.; Bouvier, J.C.; Debras, J.F.; Sauphanor, B., (2010). Biodiversity and pest management in orchard systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (1): 139-152. <https://doi.org/10.1051/agro/2009013>
- Sunderland, K.; Samu, F., (2000). Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 95 (1): 1-13. <https://doi.org/10.1046/j.1570-7458.2000.00635.x>
- Sutherland, J.P.; Sullivan, M.S.; Poppy, G.M., (2001). Distribution and abundance of aphidophagous hoverflies (Diptera: Syrphidae) in wildflower patches and field margin habitats. *Agricultural and Forest Entomology*, 3 (1): 57-64. <https://doi.org/10.1046/j.1461-9563.2001.00090.x>
- Tixier, M.S.; Kreiter, S.; Auger, P., (2000). Colonization of vineyards by phytoseiid mites: their dispersal patterns in the plot and their fate. *Experimental and Applied Acarology*, 24 (3): 191-211. <https://doi.org/10.1023/a:1006332422638>
- Varchola, J.M.; Dunn, J.P., (2001). Influence of hedgerow and grassy field borders on ground beetle (Coleoptera : Carabidae) activity in fields of corn. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 83 (1-2): 153-163. [https://doi.org/10.1016/s0167-8809\(00\)00249-8](https://doi.org/10.1016/s0167-8809(00)00249-8)
- Vidal, T.; Gigot, C.; de Vallavieille-Pope, C.; Huber, L.; Saint-Jean, S., (2018). Contrasting plant height can improve the control of rain-borne diseases in wheat cultivar mixture: modelling splash dispersal in 3-D canopies. *Annals of Botany*, 121 (7): 1299-1308. <https://doi.org/10.1093/aob/mcy024>
- Zvereva, E.L.; Zverev, V.; Kozlov, M.V., (2014). High densities of leaf-tiers in open habitats are explained by host plant architecture. *Ecological Entomology*, 39 (4): 470-479. <https://doi.org/10.1111/een.12123>

Section 3.5

- Abawi, G.S.; Widmer, T.L., (2000). Impact of soil health management practices on soilborne pathogens, nematodes and root diseases of vegetable crops. *Applied Soil Ecology*, 15 (1): 37-47. [https://doi.org/10.1016/s0929-1393\(00\)00070-6](https://doi.org/10.1016/s0929-1393(00)00070-6)
- Acharya, J.; Moorman, T.B.; Kaspar, T.C.; Lenssen, A.W.; Robertson, A.E., (2020). Cover Crop Rotation Effects on Growth and Development, Seedling Disease, and Yield of Corn and Soybean. *Plant Disease*, 104 (3): 677-687. <https://doi.org/10.1094/pdis-09-19-1904-re>
- Ahmad, M.; Sedaghatjoo, S.; Westphal, A., (2016). Reproductive capacity of *Heterodera schachtii* on *Thlaspi arvense*, *Capsella bursa-pastoris* and varying populations of *Chenopodium album*. *Journal of Plant Diseases and Protection*, 123 (1): 37-42. <https://doi.org/10.1007/s41348-016-0002-7>
- Albrecht, H., (2005). Development of arable weed seedbanks during the 6 years after the change from conventional to organic farming. *Weed Research*, 45 (5): 339-350. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2005.00472.x>
- Alsaadawi, I.S.; Dayan, F.E., (2009). Potentials and prospects of sorghum allelopathy in agroecosystems. *Allelopathy Journal*, 24 (2): 255-270.
- Amosse, C.; Jeuffroy, M.H.; Celette, F.; David, C., (2013). Relay-intercropped forage legumes help to control weeds in organic grain production. *European Journal of Agronomy*, 49: 158-167. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.04.002>
- Anderson, R.L., (2005). Improving sustainability of cropping systems in the Central Great Plains. *Journal of Sustainable Agriculture*, 26 (1): 97-114. https://doi.org/10.1300/J064v26n01_08

- Bachinger, J.; Zander, P., (2007). ROTOR, a tool for generating and evaluating crop rotations for organic farming systems. *European Journal of Agronomy*, 26 (2): 130-143. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2006.09.002>
- Baillod, A.B.; Tschardtke, T.; Clough, Y.; Batary, P., (2017). Landscape-scale interactions of spatial and temporal cropland heterogeneity drive biological control of cereal aphids. *Journal of Applied Ecology*, 54 (6): 1804-1813. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12910>
- Ball, D.A., (1992). Weed seedbank response to tillage, herbicides, and crop-rotation sequence. *Weed Science*, 40 (4): 654-659. <https://doi.org/10.1017/s0043174500058264>
- Bane, M.S.; Pocock, M.J.O.; Gibert, C.; Forster, M.; Oudoire, G.; Derocles, S.A.P.; Bohan, D.A., (2021). Farmer flexibility concerning future rotation planning is affected by the framing of climate predictions. *Climate Risk Management*, 34: 12. <https://doi.org/10.1016/j.crm.2021.100356>
- Bankina, B.; Bimsteine, G.; Arhipova, I.; Kaneps, J.; Stanka, T., (2018). Importance of Agronomic Practice on the Control of Wheat Leaf Diseases. *Agriculture-Basel*, 8 (4): 8. <https://doi.org/10.3390/agriculture8040056>
- Barberi, P.; Mazzoncini, M., (2001). Changes in weed community composition as influenced by cover crop and management system in continuous corn. *Weed Science*, 49 (4): 491-499. [https://doi.org/10.1614/0043-1745\(2001\)049\[0491:ciwcca\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1614/0043-1745(2001)049[0491:ciwcca]2.0.co;2)
- Bargues-Ribera, M.; Gokhale, C.S., (2020). Eco-evolutionary agriculture: Host-pathogen dynamics in crop rotations. *Plos Computational Biology*, 16 (1): 17. <https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1007546>
- Beduschi, T.; Tschardtke, T.; Scherber, C., (2015). Using multi-level generalized path analysis to understand herbivore and parasitoid dynamics in changing landscapes. *Landscape Ecology*, 30 (10): 1975-1986. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0224-2>
- Belair, G.; Parent, L.E., (1996). Using crop rotation to control Meloidogyne hapla chitwood and improve marketable carrot yield. *Hortscience*, 31 (1): 106-108. <https://doi.org/10.21273/hortsci.31.1.106>
- Beres, B.L.; Harker, K.N.; Clayton, G.W.; Bremer, E.; Blackshaw, R.E.; Graf, R.J., (2010). Weed-Competitive Ability of Spring and Winter Cereals in the Northern Great Plains. *Weed Technology*, 24 (2): 108-116. <https://doi.org/10.1614/wt-d-09-00036.1>
- Bianchi, F.; Booij, C.J.H.; Tschardtke, T., (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 273 (1595): 1715-1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>
- Blackshaw, R.P., (2009). A comparison of management options for leatherjacket populations in organic crop rotations using mathematical models. *Agricultural and Forest Entomology*, 11 (2): 197-203. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2008.00426.x>
- Bohan, D.A.; Powers, S.J.; Champion, G.; Haughton, A.J.; Hawes, C.; Squire, G.; Cussans, J.; Mertens, S.K., (2011). Modelling rotations: can crop sequences explain arable weed seedbank abundance? *Weed Research*, 51 (4): 422-432. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2011.00860.x>
- Bohan, D.A.; Schmucki, R.; Abay, A.T.; Termansen, M.; Bane, M.; Charalabidis, A.; Cong, R.G.; Derocles, S.A.P.; Dorner, Z.; Forster, M.; Gibert, C.; Harrower, C.; Oudoire, G.; Therond, O.; Young, J.; Zalai, M.; Pocock, M.J.O., (2021). Designing farmer-acceptable rotations that assure ecosystem service provision in the face of climate change. In: Bohan, D.A.; Dumbrell, A.J.; Vanbergen, A.J., eds. *Future of Agricultural Landscapes, Pt Iii*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Ecological Research), 169-244. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2021.01.002>
- Boiteau, G.; Picka, J.D.; Watmough, J., (2008). Potato field colonization by low-density populations of Colorado potato beetle as a function of crop rotation distance. *Journal of Economic Entomology*, 101 (5): 1575-1583. [https://doi.org/10.1603/0022-0493\(2008\)101\[1575:pfcblp\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1603/0022-0493(2008)101[1575:pfcblp]2.0.co;2)
- Borlaug, N., (2007). Feeding a hungry world. *Science*, 318 (5849): 359-359. <https://doi.org/10.1126/science.1151062>
- Bourassa, S.; Carcamo, H.A.; Spence, J.R.; Blackshaw, R.E.; Floate, K., (2010). Effects of crop rotation and genetically modified herbicide-tolerant corn on ground beetle diversity, community structure, and activity density. *Canadian Entomologist*, 142 (2): 143-159. <https://doi.org/10.4039/n09-017>
- Bullock, D.G., (1992). Crop-rotation. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 11 (4): 309-326. <https://doi.org/10.1080/713608037>

- Busch, A.K.; Douglas, M.R.; Malcolm, G.M.; Karsten, H.D.; Tooker, J.F., (2020). A high-diversity/IPM cropping system fosters beneficial arthropod populations, limits invertebrate pests, and produces competitive maize yields. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 292: 10. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106812>
- Cabanillas, H.E.; Bradford, J.M.; Smart, J.R., (1999). Effect of tillage system, soil type, crop stand, and crop sequence on reniform nematodes after harvest. *Nematropica*, 29 (2): 137-146.
- Canner, S.R.; Wiles, L.J.; Erskine, R.H.; McMaster, G.S.; Dunn, G.H.; Ascough, J.C., (2009). Modeling with Limited Data: The Influence of Crop Rotation and Management on Weed Communities and Crop Yield Loss. *Weed Science*, 57 (2): 175-186. <https://doi.org/10.1614/ws-08-036.1>
- Cantonwine, E.G.; Culbreath, A.K.; Stevenson, K.L., (2007). Effects of cover crop residue and preplant herbicide on early leaf spot of peanut. *Plant Disease*, 91 (7): 822-827. <https://doi.org/10.1094/pdis-91-7-0822>
- Carbonne, B.; Petit, S.; Neidel, V.; Foffova, H.; Daouti, E.; Frei, B.; Skuhrovec, J.; Rezac, M.; Saska, P.; Wallinger, C.; Traugott, M.; Bohan, D.A., (2020). The resilience of weed seedbank regulation by carabid beetles, at continental scales, to alternative prey. *Scientific Reports*, 10 (1): 14. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-76305-w>
- Castro, G.S.A.; Crusciol, C.A.C.; Negrisoli, E.; Perim, L., (2011). Weed Incidence in Grain Production Systems. *Planta Daninha*, 29: 1001-1010. <https://doi.org/10.1590/s0100-83582011000500006>
- Chamanabad, H.R.M.; Ghorbani, A.; Asghari, A.; Tulikov, A.M.; Zargarzadeh, F., (2009). Long-term effects of crop rotation and fertilizers on weed community in spring barley. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 33 (4): 315-323. <https://doi.org/10.3906/tar-0712-47>
- Chen, S.Y.; Reese, C.D., (1999). Parasitism of the nematode *Heterodera glycines* by the fungus *Hirsutella rhossiliensis* as influenced by crop sequence. *Journal of Nematology*, 31 (4): 437-444.
- Chen, S.; Liu, S., (2007). Effects of tillage and crop sequence on parasitism of *Heterodera glycines* juveniles by *Hirsutella* spp. and on juvenile population density. *Nematropica*, 37 (1): 93-106.
- Chen, M.; Li, W.W.; Shelton, A.M., (2009). Simulated crop rotation systems control swede midge, *Contarinia nasturtii*. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 133 (1): 84-91. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.2009.00907.x>
- Cherr, C.M.; Scholberg, J.M.S.; McSorley, R., (2006). Green manure approaches to crop production: A synthesis. *Agronomy Journal*, 98 (2): 302-319. <https://doi.org/10.2134/agronj2005.0035>
- Chung, I.M.; Park, S.K.; Thiruvengadam, M.; Lee, J.H.; Kim, S.H.; Rajakumar, G., (2018). Review of the biotechnological applications of rice allelopathy in agricultural production. *Weed Biology and Management*, 18 (2): 63-74. <https://doi.org/10.1111/wbm.12145>
- Colbach, N.; Lucas, P.; Cavelier, N.; Cavelier, A., (1997). Influence of cropping system on sharp eyespot in winter wheat. *Crop Protection*, 16 (5): 415-422. [https://doi.org/10.1016/s0261-2194\(97\)00018-5](https://doi.org/10.1016/s0261-2194(97)00018-5)
- Creech, J.E.; Westphal, A.; Ferris, V.R.; Faghihi, J.; Vyn, T.J.; Santini, J.B.; Johnson, W.G., (2008). Influence of winter annual weed management and crop rotation on soybean cyst nematode (*Heterodera glycines*) and winter annual weeds. *Weed Science*, 56 (1): 103-111. <https://doi.org/10.1614/ws-07-084.1>
- Darwent, A.L.; Drabble, J.C.; O'Donovan, J.T.; Soon, Y.K.; Milis, P.F.; Clayton, G.W.; Rice, W.A., (2003). Crop yields and wild oat control in northern Alberta cropping systems. *Canadian Journal of Plant Science*, 83 (1): 171-180. <https://doi.org/10.4141/p02-004>
- Davis, A.S.; Dixon, P.M.; Liebman, M., (2003). Cropping system effects on giant foxtail (*Setaria faberi*) demography: II. Retrospective perturbation analysis. *Weed Science*, 51 (6): 930-939. <https://doi.org/10.1614/p2002-133c>
- Davis, V.M.; Gibson, K.D.; Bauman, T.T.; Weller, S.C.; Johnson, W.G., (2009). Influence of Weed Management Practices and Crop Rotation on Glyphosate-Resistant Horseweed (*Conyza canadensis*) Population Dynamics and Crop Yield-Years III and IV. *Weed Science*, 57 (4): 417-426. <https://doi.org/10.1614/ws-09-006.1>
- De Corato, U.; Patruno, L.; Avella, N.; Salimbeni, R.; Lacolla, G.; Cucci, G.; Crecchio, C., (2020). Soil management under tomato -wheat rotation increases the suppressive response against *Fusarium* wilt and tomato shoot growth by changing the microbial composition and chemical parameters. *Applied Soil Ecology*, 154: 18. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103601>
- Diaz-Ambrona, C.H.; Minguez, M.I., (2001). Cereal-legume rotations in a Mediterranean environment: biomass and yield production. *Field Crops Research*, 70 (2): 139-151. [https://doi.org/10.1016/s0378-4290\(01\)00132-0](https://doi.org/10.1016/s0378-4290(01)00132-0)

- Doole, G.J.; Pannell, D.J., (2008). Role and value of including lucerne (*Medicago sativa* L.) phases in crop rotations for the management of herbicide-resistant *Lolium rigidum* in Western Australia. *Crop Protection*, 27 (3-5): 497-504. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2007.07.018>
- Eiszner, H.; Blandon, V.; Pohlan, J., (1996). Agronomic and ecological impacts on cotton with changing crop rotation. *Tropenlandwirt*, 97: 75-83.
- Evenhuis, A.; Korthals, G.W.; Molendijk, L.P.G., (2004). *Tagetes patula* as an effective catch crop for long-term control of *Pratylenchus penetrans*. *Nematology*, 6: 877-881. <https://doi.org/10.1163/1568541044038632>
- Eyre, M.D.; McMillan, S.D.; Critchley, C.N.R., (2016). Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) as indicators of change and pattern in the agroecosystem: Longer surveys improve understanding. *Ecological Indicators*, 68: 82-88. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.009>
- Frei, B.; Guenay, Y.; Bohan, D.A.; Traugott, M.; Wallinger, C., (2019). Molecular analysis indicates high levels of carabid weed seed consumption in cereal fields across Central Europe. *Journal of Pest Science*, 92 (3): 935-942. <https://doi.org/10.1007/s10340-019-01109-5>
- Ghosheh, H.; Al-Hajaj, N., (2005). Weed seedbank response to tillage and crop rotation in a semi-arid environment. *Soil & Tillage Research*, 84 (2): 184-191. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.11.005>
- Gil, S.V.; Pedelini, R.; Oddino, C.; Zuza, M.; Marinelli, A.; March, G.J., (2008). The role of potential biocontrol agents in the management of peanut root rot in Argentina. *Journal of Plant Pathology*, 90 (1): 35-41.
- Gomez, R.; Liebman, M.; Sundberg, D.N.; Chase, C.A., (2013). Comparison of crop management strategies involving crop genotype and weed management practices in conventional and more diverse cropping systems. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 28 (3): 220-233. <https://doi.org/10.1017/s1742170512000142>
- Goncalves, R.M.; Schipanski, C.A.; Koguish, L.; Soman, J.M.; Sakate, R.K.; Silva, T.A.F.; Maringoni, A.C., (2017). Alternative hosts of *Curtobacterium flaccumfaciens* pv. *flaccumfaciens*, causal agent of bean bacterial wilt. *European Journal of Plant Pathology*, 148 (2): 357-365. <https://doi.org/10.1007/s10658-016-1094-4>
- Guareschi, A.; Cechin, J.; Bianchi, M.A.; Maldaner, I.C.; Machado, S.L.D., (2021). Crop rotation and tillage system on the Italian ryegrass seed bank after long-term field management. *Scientia Agricola*, 78 (5): 8. <https://doi.org/10.1590/1678-992x-2019-0266>
- Harker, K.N.; O'Donovan, J.T.; Irvine, R.B.; Turkington, T.K.; Clayton, G.W., (2009). Integrating Cropping Systems with Cultural Techniques Augments Wild Oat (*Avena fatua*) Management in Barley. *Weed Science*, 57 (3): 326-337. <https://doi.org/10.1614/ws-08-165.1>
- Hauser, S.; Nolte, C.; Carsky, R.J., (2006). What role can planted fallows play in the humid and sub-humid zone of West and Central Africa? *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 76 (2-3): 297-318. <https://doi.org/10.1007/s10705-005-5630-4>
- Heggenstaller, A.H.; Menalled, F.D.; Liebman, M.; Westerman, P.R., (2006). Seasonal patterns in post-dispersal seed predation of *Abutilon theophrasti* and *Setaria faberi* in three cropping systems. *Journal of Applied Ecology*, 43 (5): 999-1010. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01198.x>
- Helenius, J., (1997). Spatial scales in ecological pest management (EPM): Importance of regional crop rotations. *Biological Agriculture & Horticulture*, 15 (1-4): 163-170.
- Honeycutt, C.W.; Clapham, W.M.; Leach, S.S., (1996). Crop rotation and N fertilization effects on growth, yield, and disease incidence in potato. *American Potato Journal*, 73 (2): 45-61. <https://doi.org/10.1007/bf02854760>
- Hossard, L.; Souchere, V.; Jeuffroy, M.H., (2018). Effectiveness of field isolation distance, tillage practice, cultivar type and crop rotations in controlling phoma stem canker on oilseed rape. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 252: 30-41. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.10.001>
- Hu, W.M.; Strom, N.; Haarith, D.; Chen, S.Y.; Bushley, K.E., (2018). Mycobiome of Cysts of the Soybean Cyst Nematode Under Long Term Crop Rotation. *Frontiers in Microbiology*, 9: 19. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.00386>
- Hu, W.M.; Strom, N.B.; Haarith, D.; Chen, S.Y.; Bushley, K.E., (2019). Seasonal Variation and Crop Sequences Shape the Structure of Bacterial Communities in Cysts of Soybean Cyst Nematode. *Frontiers in Microbiology*, 10: 17. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.02671>

- Huseth, A.S.; Frost, K.E.; Knuteson, D.L.; Wyman, J.A.; Groves, R.L., (2012). Effects of Landscape Composition and Rotation Distance on *Leptinotarsa decemlineata* (Coleoptera: Chrysomelidae) Abundance in Cultivated Potato. *Environmental Entomology*, 41 (6): 1553-1564. <https://doi.org/10.1603/en12128>
- Hutchison, W.D.; Burkness, E.C.; Mitchell, P.D.; Moon, R.D.; Leslie, T.W.; Fleischer, S.J.; Abrahamson, M.; Hamilton, K.L.; Steffey, K.L.; Gray, M.E.; Hellmich, R.L.; Kaster, L.V.; Hunt, T.E.; Wright, R.J.; Pecinovsky, K.; Rabaey, T.L.; Flood, B.R.; Raun, E.S., (2010). Areawide Suppression of European Corn Borer with Bt Maize Reaps Savings to Non-Bt Maize Growers. *Science*, 330 (6001): 222-225. <https://doi.org/10.1126/science.1190242>
- Ikeda, K.; Banno, S.; Furusawa, A.; Shibata, S.; Nakaho, K.; Fujimura, M., (2015). Crop rotation with broccoli suppresses *Verticillium* wilt of eggplant. *Journal of General Plant Pathology*, 81 (1): 77-82. <https://doi.org/10.1007/s10327-014-0559-6>
- Iuliano, B.; Gratton, C., (2020). Temporal Resource (Dis)continuity for Conservation Biological Control: From Field to Landscape Scales. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4: 15. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.00127>
- Jabran, K., (2017). Sorghum Allelopathy for Weed Control. *Manipulation of Allelopathic Crops for Weed Control*. Cham: Springer International Publishing, 65-75. https://doi.org/10.1007/978-3-319-53186-1_8
- Jensen, P.K.; Kristensen, K., (2013). Annual grasses in crop rotations with grass seed production - a survey with special focus on *Vulpia* spp. in red fescue production. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*, 63 (7): 604-611. <https://doi.org/10.1080/09064710.2013.836240>
- Johnson, W.C.; Mullinix, B.G., (1997). Population dynamics of yellow nutsedge (*Cyperus esculentus*) in cropping systems in the southeastern coastal plain. *Weed Science*, 45 (1): 166-171. <https://doi.org/10.1017/s0043174500092638>
- Johnston, A.M.; Kutcher, H.R.; Bailey, K.L., (2005). Impact of crop sequence decisions in the Saskatchewan Parkland. *Canadian Journal of Plant Science*, 85 (1): 95-102. <https://doi.org/10.4141/p04-090>
- Jordan, N.; Mortensen, D.A.; Prenzlou, D.M.; Cox, K.C., (1995). Simulation analysis of crop-rotation effects on weed seedbanks. *American Journal of Botany*, 82 (3): 390-398. <https://doi.org/10.2307/2445585>
- Kabaluk, J.T.; Vernon, R.S., (2000). Effect of crop rotation on populations of *Epitrix tuberis* (Coleoptera : Chrysomelidae) in potato. *Journal of Economic Entomology*, 93 (2): 315-322. <https://doi.org/10.1603/0022-0493-93.2.315>
- Lalonde, O.; Legere, A.; Stevenson, F.C.; Roy, M.; Vanasse, A., (2012). Carabid beetle communities after 18 years of conservation tillage and crop rotation in a cool humid climate. *Canadian Entomologist*, 144 (5): 645-657. <https://doi.org/10.4039/tce.2012.55>
- Larkin, R.P., (2008). Relative effects of biological amendments and crop rotations on soil microbial communities and soilborne diseases of potato. *Soil Biology & Biochemistry*, 40 (6): 1341-1351. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.03.005>
- Larkin, R.P.; Honeycutt, C.W.; Olanya, O.M., (2011). Management of *Verticillium* Wilt of Potato with Disease-Suppressive Green Manures and as Affected by Previous Cropping History. *Plant Disease*, 95 (5): 568-576. <https://doi.org/10.1094/pdis-09-10-0670>
- Larkin, R.P.; Halloran, J.M., (2014). Management Effects of Disease-Suppressive Rotation Crops on Potato Yield and Soilborne Disease and Their Economic Implications in Potato Production. *American Journal of Potato Research*, 91 (5): 429-439. <https://doi.org/10.1007/s12230-014-9366-z>
- Larkin, R.P., (2015). Soil Health Paradigms and Implications for Disease Management. In: VanAlfen, N.K., ed. *Annual Review of Phytopathology, Vol 53*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Phytopathology), 199-221. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-080614-120357>
- Larkin, R.P.; Lynch, R.P., (2018). Use and Effects of Different Brassica and Other Rotation Crops on Soilborne Diseases and Yield of Potato. *Horticulturae*, 4 (4): 16. <https://doi.org/10.3390/horticulturae4040037>
- Legere, A.; Stevenson, F.C.; Benoit, D.L., (2011). The Selective Memory of Weed Seedbanks after 18 Years of Conservation Tillage. *Weed Science*, 59 (1): 98-106. <https://doi.org/10.1614/ws-d-10-00092.1>
- Liebman, M.; Dyck, E., (1993). Crop-rotation and intercropping strategies for weed management. *Ecological Applications*, 3 (1): 92-122. <https://doi.org/10.2307/1941795>

- Liebman, M.; Nichols, V.A., (2020). Cropping System Redesign for Improved Weed Management: A Modeling Approach Illustrated with Giant Ragweed (*Ambrosia trifida*). *Agronomy-Basel*, 10 (2): 13. <https://doi.org/10.3390/agronomy10020262>
- Liu, Z.X.; Liu, J.J.; Yu, Z.H.; Yao, Q.; Li, Y.S.; Liang, A.Z.; Zhang, W.; Mi, G.; Jin, J.; Liu, X.B.; Wang, G.H., (2020). Long-term continuous cropping of soybean is comparable to crop rotation in mediating microbial abundance, diversity and community composition. *Soil & Tillage Research*, 197: 12. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104503>
- Lopez-Lima, D.; Desgarenes, D.; Lima-Rivera, D.; Carrion, G., (2020). Integrated management of *Globodera rostochiensis*: a novel biocontrol agent, crop rotation and fallow. *Journal of Plant Diseases and Protection*, 127 (5): 633-640. <https://doi.org/10.1007/s41348-020-00325-x>
- Lundkvist, A.; Salomonsson, L.; Karlsson, L.; Gustavsson, A.M.D., (2008). Effects of organic farming on weed flora composition in a long term perspective. *European Journal of Agronomy*, 28 (4): 570-578. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2008.01.001>
- MacLaren, C.; Storkey, J.; Strauss, J.; Swanepoel, P.; Dehnen-Schmutz, K., (2019). Livestock in diverse cropping systems improve weed management and sustain yields whilst reducing inputs. *Journal of Applied Ecology*, 56 (1): 144-156. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13239>
- Madeira, F.; di Lascio, A.; Costantini, M.L.; Rossi, L.; Rosch, V.; Pons, X., (2019). Intercrop movement of heteropteran predators between alfalfa and maize examined by stable isotope analysis. *Journal of Pest Science*, 92 (2): 757-767. <https://doi.org/10.1007/s10340-018-1049-y>
- Malone, S.C.; Weaver, D.K.; Seipel, T.F.; Menalled, F.D.; Hofland, M.L.; Runyon, J.B.; Trowbridge, A.M., (2020). Herbivore-induced volatile emissions are altered by soil legacy effects in cereal cropping systems. *Plant and Soil*, 455 (1-2): 171-186. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04674-2>
- Marrec, R.; Caro, G.; Miguet, P.; Badenhauer, I.; Plantegenest, M.; Vialatte, A.; Bretagnolle, V.; Gauffre, B., (2017). Spatiotemporal dynamics of the agricultural landscape mosaic drives distribution and abundance of dominant carabid beetles. *Landscape Ecology*, 32 (12): 2383-2398. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0576-x>
- Martin, R.J.; Felton, W.L., (1993). Effect of crop-rotation, tillage practice, and herbicides on the population-dynamics of wild oats in wheat. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 33 (2): 159-165. <https://doi.org/10.1071/ea9930159>
- Martin, A.R.; Cadotte, M.W.; Isaac, M.E.; Milla, R.; Vile, D.; Violle, C., (2019). Regional and global shifts in crop diversity through the Anthropocene. *Plos One*, 14 (2): 18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0209788>
- Mas, M.T.; Verdu, A.M.C.; Kruk, B.C.; De Abelleira, D.; Guglielmini, A.C.; Satorre, E.H., (2010). Weed communities of transgenic glyphosate-tolerant soybean crops in ex-pasture land in the southern Mesopotamic Pampas of Argentina. *Weed Research*, 50 (4): 320-330. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2010.00785.x>
- Mazoyer, M.; Roudart, L., (2002). *Histoire des agricultures du monde : Du néolithique à la crise contemporaine*. Seuil.
- McLaughlin, A.; Mineau, P., (1995). The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 55 (3): 201-212. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(95\)00609-v](https://doi.org/10.1016/0167-8809(95)00609-v)
- McSorley, R., (2011). Assessment of rotation crops and cover crops for management of root-knot nematodes (*Meloidogyne* spp.) in the southeastern United States. *Nematropica*, 41 (2): 200-214.
- Melander, B.; Holst, N.; Jensen, P.K.; Hansen, E.M.; Olesen, J.E., (2008). *Apera spica-venti* population dynamics and impact on crop yield as affected by tillage, crop rotation, location and herbicide programmes. *Weed Research*, 48 (1): 48-57. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2008.00597.x>
- Merlos, F.A.; Hijmans, R.J., (2020). The scale dependency of spatial crop species diversity and its relation to temporal diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117 (42): 26176-26182. <https://doi.org/10.1073/pnas.2011702117>
- Mock, V.A.; Creech, J.E.; Ferris, V.R.; Faghihi, J.; Westphal, A.; Santini, J.B.; Johnson, W.G., (2012). Influence of Winter Annual Weed Management and Crop Rotation on Soybean Cyst Nematode (*Heterodera glycines*) and Winter Annual Weeds: Years Four and Five. *Weed Science*, 60 (4): 634-640. <https://doi.org/10.1614/ws-d-11-00192.1>

- Ojaghian, M.R.; Cui, Z.Q.; Xie, G.L.; Li, B.; Zhang, J.Z., (2012). Brassica green manure rotation crops reduce potato stem rot caused by *Sclerotinia sclerotium*. *Australasian Plant Pathology*, 41 (4): 347-349. <https://doi.org/10.1007/s13313-012-0142-6>
- Oliveira, M.; Castro, C.; Coutinho, J.; Trindade, H., (2019). N supply and pre-cropping benefits to triticale from three legumes in rainfed and irrigated Mediterranean crop rotations. *Field Crops Research*, 237: 32-42. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.04.010>
- Onstad, D.W.; Crwoder, D.W.; Isard, S.A.; Levine, E.; Spencer, J.L.; O'Neal, M.E.; Ratcliffe, S.T.; Gray, M.E.; Bledsoe, L.W.; Di Fonzo, C.D.; Easley, J.B.; Edwards, C.R., (2003). Does landscape diversity slow the spread of rotation-resistant western corn rootworm (Coleoptera : Chrysomelidae)? *Environmental Entomology*, 32 (5): 992-1001. <https://doi.org/10.1603/0046-225x-32.5.992>
- O'Rourke, M.E.; Liebman, M.; Rice, M.E., (2008). Ground beetle (Coleoptera : Carabidae) assemblages in conventional and diversified crop rotation systems. *Environmental Entomology*, 37 (1): 121-130. [https://doi.org/10.1603/0046-225x\(2008\)37\[121:qbccai\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1603/0046-225x(2008)37[121:qbccai]2.0.co;2)
- Ouyang, F.; Su, W.W.; Zhang, Y.S.; Liu, X.H.; Su, J.W.; Zhang, Q.Q.; Men, X.Y.; Ju, Q.; Ge, F., (2020). Ecological control service of the predatory natural enemy and its maintaining mechanism in rotation-intercropping ecosystem via wheat-maize-cotton. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 301: 7. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107024>
- Overton, M., (1996). *Agricultural Revolution in England: The Transformation of the Agrarian Economy 1500–1850*. Cambridge: Cambridge University Press (Cambridge Studies in Historical Geography). <https://doi.org/10.1017/CBO9780511607967>
- Palojarvi, A.; Kellock, M.; Parikka, P.; Jauhiainen, L.; Alakukku, L., (2020). Tillage System and Crop Sequence Affect Soil Disease Suppressiveness and Carbon Status in Boreal Climate. *Frontiers in Microbiology*, 11: 12. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.534786>
- Palti, J., (1981). *Cultural Practices and Infectious Crop Diseases*. Springer Berlin (Advanced Series in Agricultural Sciences). <https://doi.org/10.1007/978-3-642-68266-7>
- Peck, S.L.; Ellner, S.P., (1997). The effect of economic thresholds and life-history parameters on the evolution of pesticide resistance in a regional setting. *American Naturalist*, 149 (1): 43-63. <https://doi.org/10.1086/285978>
- Pocock, M.J.O.; Evans, D.M.; Memmott, J., (2012). The Robustness and Restoration of a Network of Ecological Networks. *Science*, 335 (6071): 973-977. <https://doi.org/10.1126/science.1214915>
- Poggi, S.; Le Cointe, R.; Lehmus, J.; Plantegenest, M.; Furlan, L., (2021). Alternative Strategies for Controlling Wireworms in Field Crops: A Review. *Agriculture-Basel*, 11 (5): 30. <https://doi.org/10.3390/agriculture11050436>
- Prasifka, J.R.; Schmidt, N.P.; Kohler, K.A.; O'Neal, M.E.; Hellmich, R.L.; Singer, J.W., (2006). Effects of living mulches on predator abundance and sentinel prey in a corn-soybean-forage rotation. *Environmental Entomology*, 35 (5): 1423-1431. [https://doi.org/10.1603/0046-225x\(2006\)35\[1423:eolmop\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1603/0046-225x(2006)35[1423:eolmop]2.0.co;2)
- Price, A.J.; van Santen, E.; Sarunaite, L., (2016). *Cover-Crop Management Influences Residue Biomass and Subsequent Weed Suppression in a Conservation Agriculture Corn and Cotton Rotation*. Rijeka: Intech Europe (Cotton Research). <https://doi.org/10.5772/64132>
- Quiroz, F.; Molas, A.C.; Rojo, R.; Fernandez, J.P.; Escande, A., (2008). Effects of no tillage and genetic resistance on sunflower wilt by *Verticillium dahliae*. *Soil & Tillage Research*, 99 (1): 66-75. <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.12.007>
- Radics, L.; Pusztai, P., (2000). Shading effect as a weed management strategy in crop rotations. *Novenytermeles*, 49 (1-2): 69-79.
- Reddy, K.N.; Locke, M.A.; Koger, C.H.; Zablutowicz, R.M.; Krutz, L.J., (2006). Cotton and corn rotation under reduced tillage management: impacts on soil properties, weed control, yield, and net return. *Weed Science*, 54 (4): 768-774. <https://doi.org/10.1614/ws-06-031r.1>
- Redlich, S.; Martin, E.A.; Steffan-Dewenter, I., (2021). Sustainable landscape, soil and crop management practices enhance biodiversity and yield in conventional cereal systems. *Journal of Applied Ecology*, 58 (3): 507-517. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13821>

- Reynolds, L.B.; Potter, J.W.; Ball-Coelho, B.R., (2000). Crop rotation with Tagetes sp is an alternative to chemical fumigation for control of root-lesion nematodes. *Agronomy Journal*, 92 (5): 957-966. <https://doi.org/10.2134/agronj2000.925957x>
- Roder, W.; Maniphone, S.; Keoboulapha, B., (1997). Pigeon pea for fallow improvement in slash-and-burn systems in the hills of Laos? *Agroforestry Systems*, 39 (1): 45-57. <https://doi.org/10.1023/a:1005918316157>
- Rodriguez-Kabana, R.; Robertson, D.G.; Weaver, C.F.; Wells, L., (1991a). Rotations of bahiagrass and castorbean with peanut for the management of Meloidogyne-arenaria. *Journal of Nematology*, 23 (4): 658-661.
- Rodriguez-Kabana, R.; Robertson, D.G.; Wells, L.; Weaver, C.F.; King, P.S., (1991b). Cotton as a rotation crop for the management of Meloidogyne-arenaria and Sclerotium-rolfsii in peanut. *Journal of Nematology*, 23 (4): 652-657.
- Rodriguez-Kabana, R.; Kokalisburelle, N.; Robertson, D.G.; King, P.S.; Wells, L.W., (1994). Rotations with coastal bermudagrass, cotton, and bahiagrass for management of Meloidogyne-arenaria and southern blight in peanut. *Journal of Nematology*, 26 (4): 665-668.
- Rondon, S.I.; Gray, M.E., (2003). Captures of western corn rootworm (Coleoptera : Chrysomelidae) adults with pherocon AM and vial traps in four crops in east central Illinois. *Journal of Economic Entomology*, 96 (3): 737-747. <https://doi.org/10.1603/0022-0493-96.3.737>
- Roper, M.M.; Milroy, S.P.; Poole, M.L., (2012). Green and brown manures in dryland wheat production systems in mediterranean-type environments. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy, Vol 117*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Agronomy), 275-313. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-394278-4.00006-4>
- Rusch, A.; Valantin-Morison, M.; Sarthou, J.P.; Roger-Estrade, J., (2011). Multi-scale effects of landscape complexity and crop management on pollen beetle parasitism rate. *Landscape Ecology*, 26 (4): 473-486. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9573-7>
- Saltzmann, J.; Kehlenbeck, H., (2018). Economic Analysis of Plant Protection Strategies in Winter Wheat Based On Longterm Field Trials in Brandenburg Within a Crop Rotation with Six Rotation Components (2004 to 2016). *Gesunde Pflanzen*, 70 (3): 129-138. <https://doi.org/10.1007/s10343-018-0425-0>
- Satorre, E.H.; de la Fuente, E.B.; Mas, M.T.; Suarez, S.A.; Kruk, B.C.; Guglielmini, A.C.; Verdu, A.M.C., (2020). Crop rotation effects on weed communities of soybean (Glycine max L. Merr.) agricultural fields of the Flat Inland Pampa. *Crop Protection*, 130: 7. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.105068>
- Saussure, S.; Plantegenest, M.; Thibord, J.B.; Larroude, P.; Poggi, S., (2015). Management of wireworm damage in maize fields using new, landscape-scale strategies. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (2): 793-802. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0279-5>
- Scheiner, C.; Martin, E.A., (2020). Spatiotemporal changes in landscape crop composition differently affect density and seasonal variability of pests, parasitoids and biological pest control in cabbage. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 301: 9. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107051>
- Schellhorn, N.A.; Gagic, V.; Bommarco, R., (2015). Time will tell: resource continuity bolsters ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*, 30 (9): 524-530. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.06.007>
- Schneider, G.; Krauss, J.; Riedinger, V.; Holzschuh, A.; Steffan-Dewenter, I., (2015). Biological pest control and yields depend on spatial and temporal crop cover dynamics. *Journal of Applied Ecology*, 52 (5): 1283-1292. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12471>
- Sebillotte, M., (1994). Systems research and action. *International Symposium on Systems Research in Agriculture and Rural Development*. Montpellier, France. 29.
- Sexson, D.L.; Wyman, J.A., (2005). Effect of crop rotation distance on populations of Colorado potato beetle (Coleoptera : Chrysomelidae): Development of areawide Colorado potato beetle pest management strategies. *Journal of Economic Entomology*, 98 (3): 716-724. <https://doi.org/10.1603/0022-0493-98.3.716>
- Seymour, M.; Kirkegaard, J.A.; Peoples, M.B.; White, P.F.; French, R.J., (2012). Break-crop benefits to wheat in Western Australia - insights from over three decades of research. *Crop & Pasture Science*, 63 (1): 1-16. <https://doi.org/10.1071/cp11320>
- Simard, M.J.; Rouane, S.; Leroux, G.D., (2011). Herbicide Rate, Glyphosate/Glufosinate Sequence and Corn/Soybean Rotation Effects on Weed Seed Banks. *Weed Science*, 59 (3): 398-403. <https://doi.org/10.1614/ws-d-10-00162.1>

- Singer, J.W.; Kohler, K.A.; Moore, K.J.; Meek, D.W., (2009). Living Mulch Forage Yield and Botanical Composition in a Corn-Soybean-Forage Rotation. *Agronomy Journal*, 101 (5): 1249-1257. <https://doi.org/10.2134/agronj2009.0131>
- Smith, R.G.; Jabbour, R.; Hulting, A.G.; Barbercheck, M.E.; Mortensen, D.A., (2009). Effects of Initial Seed-Bank Density on Weed Seedling Emergence during the Transition to an Organic Feed-Grain Crop Rotation. *Weed Science*, 57 (5): 533-540. <https://doi.org/10.1614/ws-09-031.1>
- Soler, A.; Marie-Alphonsine, P.A.; Queneherve, P.; Prin, Y.; Sanguin, H.; Tisseyre, P.; Daumur, R.; Pochat, C.; Dorey, E.; Rodriguez, R.G.; Portal, N.; Smith-Ravin, J., (2021). Field management of *Rotylenchulus reniformis* on pineapple combining crop rotation, chemical-mediated induced resistance and endophytic bacterial inoculation. *Crop Protection*, 141: 8. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2020.105446>
- Song, J.; Li, S.X.; Xu, Y.L.; Wei, W.; Yao, Q.; Pan, F.J., (2016). Diversity of parasitic fungi from soybean cyst nematode associated with long-term continuous cropping of soybean in black soil. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*, 66 (5): 432-442. <https://doi.org/10.1080/09064710.2016.1158862>
- Spencer, J.L.; Hibbard, B.E.; Moeser, J.; Onstad, D.W., (2009). Behaviour and ecology of the western corn rootworm (*Diabrotica virgifera virgifera* LeConte). *Agricultural and Forest Entomology*, 11 (1): 9-27. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2008.00399.x>
- Stetina, S.R.; Young, L.D.; Pettigrew, W.T.; Bruns, H.A., (2007). Effect of corn-cotton rotations on reniform nematode populations and crop yield. *Nematropica*, 37 (2): 237-248.
- Struik, P.C.; Bonciarelli, F., (1997). Resource use at the cropping system level. *European Journal of Agronomy*, 7 (1-3): 133-143. [https://doi.org/10.1016/s1161-0301\(97\)00027-0](https://doi.org/10.1016/s1161-0301(97)00027-0)
- Swanton, C.J.; Booth, B.D.; Chandler, K.; Clements, D.R.; Shrestha, A., (2006). Management in a modified no-tillage corn-soybean-wheat rotation influences weed population and community dynamics. *Weed Science*, 54 (1): 47-58. <https://doi.org/10.1614/ws-05-013r1.1>
- Szalai, M.; Kiss, J.; Kover, S.; Toepfer, S., (2014). Simulating crop rotation strategies with a spatiotemporal lattice model to improve legislation for the management of the maize pest *Diabrotica virgifera virgifera*. *Agricultural Systems*, 124: 39-50. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.10.009>
- Tauber, M.J.; Tauber, C.A., (2002). Prolonged dormancy in *Leptinotarsa decemlineata* (Coleoptera : Chrysomelidae): A ten-year field study with implications for crop rotation. *Environmental Entomology*, 31 (3): 499-504. <https://doi.org/10.1603/0046-225x-31.3.499>
- Thies, C.; Steffan-Dewenter, I.; Tschardtke, T., (2008). Interannual landscape changes influence plant-herbivore-parasitoid interactions. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 125 (1-4): 266-268. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.12.011>
- Thorbek, P.; Topping, C.J., (2005). The influence of landscape diversity and heterogeneity on spatial dynamics of agrobiont linyphiid spiders: An individual-based model. *Biocontrol*, 50 (1): 1-33. <https://doi.org/10.1007/s10526-004-1114-8>
- Timper, P., (2009). Population Dynamics of *Meloidogyne arenaria* and *Pasteuria penetrans* in a Long-Term Crop Rotation Study. *Journal of Nematology*, 41 (4): 291-299.
- Trabelsi, D.; Ben Ammar, H.; Mengoni, A.; Mhamdi, R., (2012). Appraisal of the crop-rotation effect of rhizobial inoculation on potato cropping systems in relation to soil bacterial communities. *Soil Biology & Biochemistry*, 54: 1-6. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.05.013>
- Tsushima, S.; Murakami, H.; Akimoto, T.; Katahira, M.; Kuroyanagi, Y.; Shishido, Y., (2010). A Practical Estimating Method of the Dose-Response Curve between Inoculum Density of *Plasmodiophora brassicae* and the Disease Severity for Long-term IPM Strategies. *Jarq-Japan Agricultural Research Quarterly*, 44 (4): 383-390. <https://doi.org/10.6090/jarq.44.383>
- Vankosky, M.A.; Carcamo, H.A.; Catton, H.A.; Costamagna, A.C.; De Clerck-Floate, R., (2017). Impacts of the agricultural transformation of the Canadian Prairies on grassland arthropods. *Canadian Entomologist*, 149 (6): 718-735. <https://doi.org/10.4039/tce.2017.47>
- Vilich, V., (1993). Crop-rotation with pure stands and mixtures of barley and wheat to control stem and root-rot diseases. *Crop Protection*, 12 (5): 373-379. [https://doi.org/10.1016/0261-2194\(93\)90081-s](https://doi.org/10.1016/0261-2194(93)90081-s)

- Vinatier, F.; Gosme, M.; Valantin-Morison, M., (2012). A tool for testing integrated pest management strategies on a tritrophic system involving pollen beetle, its parasitoid and oilseed rape at the landscape scale. *Landscape Ecology*, 27 (10): 1421-1433. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9795-3>
- Vullioud, P.; Delabays, N., (2007). Effects of weed control intensity in field crops. *Revue Suisse D Agriculture*, 39 (3): 137-144.
- Walter, J.A.; Sheppard, L.W.; Venugopal, P.D.; Reuman, D.C.; Dively, G.; Tooker, J.F.; Johnson, D.M., (2020). Weather and regional crop composition variation drive spatial synchrony of lepidopteran agricultural pests. *Ecological Entomology*, 45 (3): 573-582. <https://doi.org/10.1111/een.12830>
- Walters, T.W.; Eckenrode, C.J., (1996). Integrated management of the onion maggot (Diptera: Anthomyiidae). *Journal of Economic Entomology*, 89 (6): 1582-1586. <https://doi.org/10.1093/jee/89.6.1582>
- Weisberger, D.; Nichols, V.; Liebman, M., (2019). Does diversifying crop rotations suppress weeds? A meta-analysis. *Plos One*, 14 (7): 12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219847>
- Weisz, R.; Smilowitz, Z.; Christ, B., (1994). Distance, rotation, and border crops affect colorado potato beetle (coleoptera, chrysomelidae) colonization and population-density and early blight (*Alternaria-solani*) severity in rotated potato fields. *Journal of Economic Entomology*, 87 (3): 723-729. <https://doi.org/10.1093/jee/87.3.723>
- Westerman, P.; Liebman, M.; Menalled, F.D.; Heggenstaller, A.H.; Hartzler, R.G.; Dixon, P.M., (2005). Are many little hammers effective? - Velvetleaf (*Abutilon theophrasti*) population dynamics in two- and four-year crop rotation systems. *Weed Science*, 53 (3): 382-392. <https://doi.org/10.1614/ws-04-130r>
- Westphal, A.; Becker, J.O., (2001). Soil suppressiveness to *Heterodera schachtii* under different cropping sequences. *Nematology*, 3: 551-558. <https://doi.org/10.1163/156854101753389167>
- Wiggins, B.E.; Kinkel, L.L., (2005). Green manures and crop sequences influence potato diseases and pathogen inhibitory activity of indigenous streptomycetes. *Phytopathology*, 95 (2): 178-185. <https://doi.org/10.1094/phyto-95-0178>
- Xing, L.J.; Westphal, A., (2009). Effects of crop rotation of soybean with corn on severity of sudden death syndrome and population densities of *Heterodera glycines* in naturally infested soil. *Field Crops Research*, 112 (1): 107-117. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2009.02.008>
- Young, F.L.; Ball, D.A.; Thill, D.C.; Alldredge, J.R.; Ogg, A.G.; Seefeldt, S.S., (2010). Integrated Weed Management Systems Identified for Jointed Goatgrass (*Aegilops cylindrica*) In the Pacific Northwest. *Weed Technology*, 24 (4): 430-439. <https://doi.org/10.1614/wt-d-10-00046.1>
- Zeller, A.K.; Kaiser, Y.I.; Gerhards, R., (2018). Suppressing *Alopecurus myosuroides* Huds. in Rotations of Winter-Annual and Spring Crops. *Agriculture-Basel*, 8 (7): 10. <https://doi.org/10.3390/agriculture8070091>
- Zentner, R.P.; Basnyat, P.; Brandt, S.A.; Thomas, A.G.; Ulrich, D.; Campbell, C.A.; Nagy, C.N.; Frick, B.; Lemke, R.; Malhi, S.S.; Olfert, O.O.; Fernandez, M.R., (2011). Effects of input management and crop diversity on economic returns and riskiness of cropping systems in the semi-arid Canadian Prairie. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 26 (3): 208-223. <https://doi.org/10.1017/s1742170510000591>
- Zhang, R.Z.; Ren, L.; Wang, C.L.; Lin, R.H.; Tian, C.Y., (2004). Cotton aphid predators on alfalfa and their impact on cotton aphid abundance. *Applied Entomology and Zoology*, 39 (2): 235-241. <https://doi.org/10.1303/aez.2004.235>
- Zhao, Z.H.; Hui, C.; Ouyang, F.; Liu, J.H.; Guan, X.Q.; He, D.H.; Ge, F., (2013). Effects of inter-annual landscape change on interactions between cereal aphids and their natural enemies. *Basic and Applied Ecology*, 14 (6): 472-479. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2013.06.002>
- Zhao, Z.H.; Reddy, G.V.P.; Hui, C.; Li, B.L., (2016). Approaches and mechanisms for ecologically based pest management across multiple scales. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 230: 199-209. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.010>
- Zinati, G.M., (2002). Transition from conventional to organic farming systems: I. Challenges, recommendations, and guidelines for pest management. *Horttechnology*, 12 (4): 606-610. <https://doi.org/10.21273/horttech.12.4.606>

Section 3.6

- Aguilera, G.; Roslin, T.; Miller, K.; Tamburini, G.; Birkhofer, K.; Caballero-Lopez, B.; Lindstrom, S.A.M.; Ockinger, E.; Rundlof, M.; Rusch, A.; Smith, H.G.; Bommarco, R., (2020). Crop diversity benefits carabid and pollinator communities in landscapes with semi-natural habitats. *Journal of Applied Ecology*, 57 (11): 2170-2179. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13712>
- Alexander, H.M.; Thrall, P.H.; Antonovics, J.; Jarosz, A.M.; Oudemans, P.V., (1996). Population dynamics and genetics of plant disease: A case study of anther-smut disease. *Ecology*, 77 (4): 990-996. <https://doi.org/10.2307/2265569>
- Alignier, A.; Bretagnolle, V.; Petit, S., (2012). Spatial patterns of weeds along a gradient of landscape complexity. *Basic and Applied Ecology*, 13 (4): 328-337. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2012.05.005>
- Alignier, A.; Petit, S.; Bohan, D.A., (2017). Relative effects of local management and landscape heterogeneity on weed richness, density, biomass and seed rain at the country-wide level, Great Britain. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 246: 12-20. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.05.025>
- Alignier, A.; Sole-Senan, X.O.; Robleno, I.; Baraibar, B.; Fahrig, L.; Giralt, D.; Gross, N.; Martin, J.L.; Recasens, J.; Sirami, C.; Siriwardena, G.; Baillod, A.B.; Bertrand, C.; Carrie, R.; Hass, A.; Henckel, L.; Miquet, P.; Badenhausser, I.; Baudry, J.; Bota, G.; Bretagnolle, V.; Brotons, L.; Burel, F.; Calatayud, F.; Clough, Y.; Georges, R.; Gibon, A.; Girard, J.; Lindsay, K.; Minano, J.; Mitchell, S.; Patry, N.; Poulin, B.; Tschardtke, T.; Vialatte, A.; Violle, C.; Yaverscovski, N.; Batary, P., (2020). Configurational crop heterogeneity increases within-field plant diversity. *Journal of Applied Ecology*, 57 (4): 654-663. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13585>
- Altieri, M.A., (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 74 (1-3): 19-31. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00028-6](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00028-6)
- Antonovics, J., (2004). 19 - Long-Term Study of a Plant-Pathogen Metapopulation. In: Hanski, I.; Gaggiotti, O.E., eds. *Ecology, Genetics and Evolution of Metapopulations*. Burlington: Academic Press, 471-488. <https://doi.org/10.1016/B978-012323448-3/50021-0>
- Aviron, S.; Lalechere, E.; DufLOT, R.; Parisey, N.; Poggi, S., (2018). Connectivity of cropped vs. semi-natural habitats mediates biodiversity: A case study of carabid beetles communities. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 268: 34-43. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.08.025>
- Baillod, A.B.; Tschardtke, T.; Clough, Y.; Batary, P., (2017). Landscape-scale interactions of spatial and temporal cropland heterogeneity drive biological control of cereal aphids. *Journal of Applied Ecology*, 54 (6): 1804-1813. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12910>
- Barbercheck, M.E.; Wallace, J., (2021). Weed-Insect Interactions in Annual Cropping Systems. *Annals of the Entomological Society of America*, 114 (2): 276-291. <https://doi.org/10.1093/aesa/saab002>
- Beillouin, D.; Ben-Ari, T.; Makowski, D., (2019). Evidence map of crop diversification strategies at the global scale. *Environmental Research Letters*, 14 (12): 11. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab4449>
- Bertrand, C.; Baudry, J.; Burel, F., (2016). Seasonal variation in the effect of landscape structure on ground-dwelling arthropods and biological control potential. *Basic and Applied Ecology*, 17 (8): 678-687. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.07.007>
- Bianchi, F.; Booij, C.J.H.; Tschardtke, T., (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 273 (1595): 1715-1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>
- Blaix, C.; Moonen, A.C.; Dostatny, D.F.; Izquierdo, J.; Le Corff, J.; Morrison, J.; Von Redwitz, C.; Schumacher, M.; Westerman, P.R., (2018). Quantification of regulating ecosystem services provided by weeds in annual cropping systems using a systematic map approach. *Weed Research*, 58 (3): 151-164. <https://doi.org/10.1111/wre.12303>
- Boissot, N.; Schoeny, A.; Vanlerberghe-Masutti, F., (2016). Vat, an Amazing Gene Conferring Resistance to Aphids and Viruses They Carry: From Molecular Structure to Field Effects. *Frontiers in Plant Science*, 7: 18. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.01420>
- Bourhis, Y.; Poggi, S.; Mammeri, Y.; Cortesero, A.M.; Le Ralec, A.; Parisey, N., (2015). Perception-based foraging for competing resources: Assessing pest population dynamics at the landscape scale from heterogeneous resource distribution. *Ecological Modelling*, 312: 211-221. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.05.029>

- Bousset, L.; Sprague, S.J.; Thrall, P.H.; Barrett, L.G., (2018). Spatio-temporal connectivity and host resistance influence evolutionary and epidemiological dynamics of the canola pathogen *Leptosphaeria maculans*. *Evolutionary Applications*, 11 (8): 1354-1370. <https://doi.org/10.1111/eva.12630>
- Browning, J.A.; Frey, K.J., (1969). Multiline cultivars as a means of disease control. *Annual Review of Phytopathology*, 7: 355-+. <https://doi.org/10.1146/annurev.py.07.090169.002035>
- Burdon, J.J.; Barrett, L.G.; Rebetzke, G.; Thrall, P.H., (2014). Guiding deployment of resistance in cereals using evolutionary principles. *Evolutionary Applications*, 7 (6): 609-624. <https://doi.org/10.1111/eva.12175>
- Carrie, R.; Andrieu, E.; Ouin, A.; Steffan-Dewenter, I., (2017). Interactive effects of landscape-wide intensity of farming practices and landscape complexity on wild bee diversity. *Landscape Ecology*, 32 (8): 1631-1642. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0530-y>
- Chaplin-Kramer, R.; O'Rourke, M.E.; Blitzer, E.J.; Kremen, C., (2011). A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters*, 14 (9): 922-932. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01642.x>
- Correa-Victoria, F.J.; Tharreau, D.; Martinez, C.; Vales, M.; Escobar, F.; Prado, G.; Aricapa, G., (2004). Studies on the rice blast pathogen, resistance genes, and implication for breeding for durable blast resistance in Colombia. *3rd International Rice Blast Conference*. Tsukuba, JAPAN. 2002. Springer, 215-227.
- Dauer, J.T.; Luschei, E.C.; Mortensen, D.A., (2009). Effects of landscape composition on spread of an herbicide-resistant weed. *Landscape Ecology*, 24 (6): 735-747. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9345-9>
- de Vallavieille-Pope, C.; Ali, S.; Leconte, M.; Enjalbert, J.; Delos, M.; Rouzet, J., (2012). Virulence Dynamics and Regional Structuring of *Puccinia striiformis* f. sp. *tritici* in France Between 1984 and 2009. *Plant Disease*, 96 (1): 131-140. <https://doi.org/10.1094/pdis-02-11-0078>
- Djidjou-Demasse, R.; Moury, B.; Fabre, F., (2017). Mosaics often outperform pyramids: insights from a model comparing strategies for the deployment of plant resistance genes against viruses in agricultural landscapes. *New Phytologist*, 216 (1): 239-253. <https://doi.org/10.1111/nph.14701>
- Fabre, F.; Rousseau, E.; Mailleret, L.; Moury, B., (2012). Durable strategies to deploy plant resistance in agricultural landscapes. *New Phytologist*, 193 (4): 1064-1075. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.04019.x>
- Fahrig, L.; Jonsen, I., (1998). Effect of habitat patch characteristics on abundance and diversity of insects in an agricultural landscape. *Ecosystems*, 1 (2): 197-205. <https://doi.org/10.1007/s100219900015>
- Fahrig, L.; Baudry, J.; Brotons, L.; Burel, F.G.; Crist, T.O.; Fuller, R.J.; Sirami, C.; Siriwardena, G.M.; Martin, J.L., (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14 (2): 101-112. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>
- Fahrig, L.; Girard, J.; Duro, D.; Pasher, J.; Smith, A.; Javorek, S.; King, D.; Lindsay, K.F.; Mitchell, S.; Tischendorf, L., (2015). Farmlands with smaller crop fields have higher within-field biodiversity. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 200: 219-234. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.11.018>
- Fichet-Calvet, E.; Pradier, B.; Quere, J.P.; Giraudoux, P.; Delattre, P., (2000). Landscape composition and vole outbreaks: evidence from an eight year study of *Arvicola terrestris*. *Ecography*, 23 (6): 659-668. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2000.230603.x>
- Frailé, A.; Pagan, I.; Anastasio, G.; Saez, E.; Garcia-Arenal, F., (2011). Rapid Genetic Diversification and High Fitness Penalties Associated with Pathogenicity Evolution in a Plant Virus. *Molecular Biology and Evolution*, 28 (4): 1425-1437. <https://doi.org/10.1093/molbev/msq327>
- Fretwell, S.D., (1972). *Populations in a Seasonal Environment*. Princeton University Press. <https://press.princeton.edu/books/paperback/9780691081069/populations-in-a-seasonal-environment-mpb-5>
- Gaba, S.; Chauvel, B.; Dessaint, F.; Bretagnolle, V.; Petit, S., (2010). Weed species richness in winter wheat increases with landscape heterogeneity. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 138 (3-4): 318-323. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.06.005>
- Gandon, S.; Michalakis, Y., (2002). Local adaptation, evolutionary potential and host-parasite coevolution: interactions between migration, mutation, population size and generation time. *Journal of Evolutionary Biology*, 15 (3): 451-462. <https://doi.org/10.1046/j.1420-9101.2002.00402.x>

- Goyeau, H.; Park, R.; Schaeffer, B.; Lannou, C., (2006). Distribution of pathotypes with regard to host cultivars in French wheat leaf rust populations. *Phytopathology*, 96 (3): 264-273. <https://doi.org/10.1094/phyto-96-0264>
- Greischar, M.A.; Koskella, B., (2007). A synthesis of experimental work on parasite local adaptation. *Ecology Letters*, 10 (5): 418-434. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01028.x>
- Grilli, M.P., (2010). The role of landscape structure on the abundance of a disease vector planthopper: a quantitative approach. *Landscape Ecology*, 25 (3): 383-394. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9422-0>
- Halliday, F.W.; Rohr, J.R., (2019). Measuring the shape of the biodiversity-disease relationship across systems reveals new findings and key gaps. *Nature Communications*, 10: 10. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-13049-w>
- Hanski, I., (1999). *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press (*Oxford Series in Ecology and Evolution*), 324. <https://global.oup.com/academic/product/metapopulation-ecology-9780198540656?cc=fr&lang=en&#>
- Hanski, I.; Gaggiotti, O.E., (2004). *Ecology, Genetics and Evolution of Metapopulations*. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-323448-3.X5000-4>
- Hanski, I.A., (2011). Eco-evolutionary spatial dynamics in the Glanville fritillary butterfly. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108 (35): 14397-14404. <https://doi.org/10.1073/pnas.1110020108>
- Harrison, P.A.; Berry, P.M.; Simpson, G.; Haslett, J.R.; Blicharska, M.; Bucur, M.; Dunford, R.; Egoh, B.; Garcia-Llorente, M.; Geamana, N.; Geertsema, W.; Lommelen, E.; Meiresonne, L.; Turkelboom, F., (2014). Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosystem Services*, 9: 191-203. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.05.006>
- Hawro, V.; Ceryngier, P.; Tschardt, T.; Thies, C.; Gagic, V.; Bengtsson, J.; Bommarco, R.; Winqvist, C.; Weisser, W.W.; Clement, L.W.; Japoshvili, G.; Ulrich, W., (2015). Landscape complexity is not a major trigger of species richness and food web structure of European cereal aphid parasitoids. *Biocontrol*, 60 (4): 451-461. <https://doi.org/10.1007/s10526-015-9660-9>
- Hoeksema, J.D.; Forde, S.E., (2008). A meta-analysis of factors affecting local adaptation between interacting species. *American Naturalist*, 171 (3): 275-290. <https://doi.org/10.1086/527496>
- Jabbour, R.; Zwickle, S.; Gallandt, E.R.; McPhee, K.E.; Wilson, R.S.; Doohan, D., (2014). Mental models of organic weed management: Comparison of New England US farmer and expert models. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 29 (4): 319-333. <https://doi.org/10.1017/s1742170513000185>
- Jousimo, J.; Tack, A.J.M.; Ovaskainen, O.; Mononen, T.; Susi, H.; Tollenaere, C.; Laine, A.L., (2014). DISEASE ECOLOGY Ecological and evolutionary effects of fragmentation on infectious disease dynamics. *Science*, 344 (6189): 1289-1293. <https://doi.org/10.1126/science.1253621>
- Kareiva, P., (1990). Population-dynamics in spatially complex environments - theory and data. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 330 (1257): 175-190. <https://doi.org/10.1098/rstb.1990.0191>
- Kheirodin, A.; Carcamo, H.A.; Costamagna, A.C., (2020). Contrasting effects of host crops and crop diversity on the abundance and parasitism of a specialist herbivore in agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, 35 (5): 1073-1087. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01000-0>
- Labruyere, S.; Petit, S.; Ricci, B., (2018). Annual variation of oilseed rape habitat quality and role of grassy field margins for seed eating carabids in arable mosaics. *Agricultural and Forest Entomology*, 20 (2): 234-245. <https://doi.org/10.1111/afe.12250>
- Laine, A.L., (2005). Spatial scale of local adaptation in a plant-pathogen metapopulation. *Journal of Evolutionary Biology*, 18 (4): 930-938. <https://doi.org/10.1111/j.1420-9101.2005.00933.x>
- Laine, A.L., (2006). Evolution of host resistance: looking for coevolutionary hotspots at small spatial scales. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 273 (1584): 267-273. <https://doi.org/10.1098/rspb.2005.3303>
- Laine, A.L.; Hanski, I., (2006). Large-scale spatial dynamics of a specialist plant pathogen in a fragmented landscape. *Journal of Ecology*, 94 (1): 217-226. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.01075.x>

- Laine, A.L., (2008). Temperature-mediated patterns of local adaptation in a natural plant-pathogen metapopulation. *Ecology Letters*, 11 (4): 327-337. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01146.x>
- Lannou, C., (2012). Variation and Selection of Quantitative Traits in Plant Pathogens. In: VanAlfen, N.K.; Leach, J.E.; Lindow, S., eds. *Annual Review of Phytopathology, Vol 50*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Phytopathology), 319-338. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-081211-173031>
- Larsen, A.E.; Noack, F., (2017). Identifying the landscape drivers of agricultural insecticide use leveraging evidence from 100,000 fields. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114 (21): 5473-5478. <https://doi.org/10.1073/pnas.1620674114>
- Larsen, A.E.; Noack, F., (2021). Impact of local and landscape complexity on the stability of field-level pest control. *Nature Sustainability*, 4 (2): 120-128. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-00637-8>
- Letourneau, D.K.; Jedlicka, J.A.; Bothwell, S.G.; Moreno, C.R., (2009). Effects of Natural Enemy Biodiversity on the Suppression of Arthropod Herbivores in Terrestrial Ecosystems. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 40: 573-592. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120320>
- Levins, R., (1969). Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control1. *Bulletin of the Entomological Society of America*, 15 (3): 237-240. <https://doi.org/10.1093/besa/15.3.237>
- Liu, B.; Yang, L.; Zeng, Y.D.; Yang, F.; Yang, Y.Z.; Lu, Y.H., (2018). Secondary crops and non-crop habitats within landscapes enhance the abundance and diversity of generalist predators. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 258: 30-39. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.02.007>
- Lof, M.E.; de Vallavieille-Pope, C.; van der Werf, W., (2017). Achieving Durable Resistance Against Plant Diseases: Scenario Analyses with a National-Scale Spatially Explicit Model for a Wind-Dispersed Plant Pathogen. *Phytopathology*, 107 (5): 580-589. <https://doi.org/10.1094/phyto-05-16-0207-r>
- MacArthur, R.H.; Wilson, E.O., (2001). *The Theory of Island Biogeography* Princeton University Press (Princeton Landmarks in Biology). <https://press.princeton.edu/books/paperback/9780691088365/the-theory-of-island-biogeography>
- Macfadyen, S.; Kramer, E.A.; Parry, H.R.; Schellhorn, N.A., (2015). Temporal change in vegetation productivity in grain production landscapes: linking landscape complexity with pest and natural enemy communities. *Ecological Entomology*, 40: 56-69. <https://doi.org/10.1111/een.12213>
- Marshall, E.J.P., (2002). The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *12th International Symposium of the European-Weed-Research-Society*. Wageningen Univ Res Ctr, Arnhem, Netherlands. Jun 24-27. European Weed Research Soc, 50-51.
- Marshall, E.J.P., (2009). The impact of landscape structure and sown grass margin strips on weed assemblages in arable crops and their boundaries. *Weed Research*, 49 (1): 107-115. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2008.00670.x>
- Martin, E.A.; Seo, B.; Park, C.R.; Reineking, B.; Steffan-Dewenter, I., (2016). Scale-dependent effects of landscape composition and configuration on natural enemy diversity, crop herbivory, and yields. *Ecological Applications*, 26 (2): 448-462. <https://doi.org/10.1890/15-0856>
- McDonald, B.A.; Linde, C., (2002). Pathogen population genetics, evolutionary potential, and durable resistance. *Annual Review of Phytopathology*, 40: 349-+. <https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.40.120501.101443>
- Molina, G.A.R.; Poggio, S.L.; Ghera, C.M., (2014). Epigeal arthropod communities in intensively farmed landscapes: Effects of land use mosaics, neighbourhood heterogeneity, and field position. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 192: 135-143. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.04.013>
- Monck-Whipp, L.; Martin, A.E.; Francis, C.M.; Fahrig, L., (2018). Farmland heterogeneity benefits bats in agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 253: 131-139. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.001>
- Muneret, L.; Mitchell, M.; Seufert, V.; Aviron, S.; Djoudi, E.; Petillon, J.; Plantegenest, M.; Thiery, D.; Rusch, A., (2018). Evidence that organic farming promotes pest control. *Nature Sustainability*, 1 (7): 361-368. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0102-4>

- Niemi, L.; Wennstrom, A.; Hjalten, J.; Waldmann, P.; Ericson, L., (2006). Spatial variation in resistance and virulence in the host-pathogen system *Salix triandra*-*Melampsora amygdalinae*. *Journal of Ecology*, 94 (5): 915-921. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01157.x>
- O'Rourke, M.E.; Rienzo-Stack, K.; Power, A.G., (2011). A multi-scale, landscape approach to predicting insect populations in agroecosystems. *Ecological Applications*, 21 (5): 1782-1791.
- Papaix, J.; Goyeau, H.; Du Cheyron, P.; Monod, H.; Lannou, C., (2011). Influence of cultivated landscape composition on variety resistance: an assessment based on wheat leaf rust epidemics. *New Phytologist*, 191 (4): 1095-1107. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03764.x>
- Papaix, J.; Adamczyk-Chauvat, K.; Bouvier, A.; Kieu, K.; Touzeau, S.; Lannou, C.; Monod, H., (2014). Pathogen population dynamics in agricultural landscapes: The Ddal modelling framework. *Infection Genetics and Evolution*, 27: 509-520. <https://doi.org/10.1016/j.meegid.2014.01.022>
- Papaix, J.; Rimbaud, L.; Burdon, J.J.; Zhan, J.S.; Thrall, P.H., (2018). Differential impact of landscape-scale strategies for crop cultivar deployment on disease dynamics, resistance durability and long-term evolutionary control. *Evolutionary Applications*, 11 (5): 705-717. <https://doi.org/10.1111/eva.12570>
- Parisey, N.; Bourhis, Y.; Roques, L.; Soubeyrand, S.; Ricci, B.; Poggi, S., (2016). Rearranging agricultural landscapes towards habitat quality optimisation: In silico application to pest regulation. *Ecological Complexity*, 28: 113-122. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2016.07.003>
- Parker, M.A., (1985). Local-population differentiation for compatibility in an annual legume and its host-specific fungal pathogen. *Evolution*, 39 (4): 713-723. <https://doi.org/10.2307/2408672>
- Parry, H.; Kalyebi, A.; Bianchi, F.; Sseruwagi, P.; Colvin, J.; Schellhorn, N.; Macfadyen, S., (2020). Evaluation of cultural control and resistance-breeding strategies for suppression of whitefly infestation of cassava at the landscape scale: a simulation modeling approach. *Pest Management Science*, 76 (8): 2699-2710. <https://doi.org/10.1002/ps.5816>
- Phan, H.T.T.; Jones, D.A.B.; Rybak, K.; Dodhia, K.N.; Lopez-Ruiz, F.J.; Valade, R.; Gout, L.; Lebrun, M.H.; Brunner, P.C.; Oliver, R.P.; Tan, K.C., (2020). Low Amplitude Boom-and-Bust Cycles Define the Septoria Nodorum Blotch Interaction. *Frontiers in Plant Science*, 10: 14. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.01785>
- Poggi, S.; Papaix, J.; Lavigne, C.; Angevin, F.; Le Ber, F.; Parisey, N.; Ricci, B.; Vinatier, F.; Wohlfahrt, J., (2018). Issues and challenges in landscape models for agriculture: from the representation of agroecosystems to the design of management strategies. *Landscape Ecology*, 33 (10): 1679-1690. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0699-8>
- Prendeville, H.R.; Ye, X.H.; Morris, T.J.; Pilson, D., (2012). Virus infections in wild plant populations are both frequent and often unapparent. *American Journal of Botany*, 99 (6): 1033-1042. <https://doi.org/10.3732/ajb.1100509>
- Puech, C.; Baudry, J.; Joannon, A.; Poggi, S.; Aviron, S., (2014). Organic vs. conventional farming dichotomy: Does it make sense for natural enemies? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 194: 48-57. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.05.002>
- Ravigné, V.; Halkett, F.; Tollenaere, C., (2021). Coévolution plantes-parasites en populations naturelles. In: Lannou, C.; Roby, D.; Ravigné, V.; Hannachi, M.; Moury, B., eds. *L'immunité des plantes : pour des cultures résistantes aux maladies*. Quae, 115-123. <https://www.quae.com/produit/1661/9782759232345/l-immunite-des-plantes>
- Rimbaud, L.; Papaix, J.; Barrett, L.G.; Burdon, J.J.; Thrall, P.H., (2018). Mosaics, mixtures, rotations or pyramiding: What is the optimal strategy to deploy major gene resistance? *Evolutionary Applications*, 11 (10): 1791-1810. <https://doi.org/10.1111/eva.12681>
- Rimbaud, L.; Fabre, F.; Papaix, J.; Moury, B.; Lannou, C.; Barrett, L.G.; Thrall, P.H., (2021). Models of Plant Resistance Deployment. In: Leach, J.E.; Lindow, S.E., eds. *Annual Review of Phytopathology, Vol 59, 2021*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Phytopathology), 125-152. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-020620-122134>
- Root, R.B., (1973). Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats - fauna of collards (*Brassica-oleracea*). *Ecological Monographs*, 43 (1): 95-120. <https://doi.org/10.2307/1942161>
- Rouxel, T.; Penaud, A.; Pinochet, X.; Brun, H.; Gout, L.; Delourme, R.; Schmit, J.; Balesdent, M.H., (2003). A 10-year survey of populations of *Leptosphaeria maculans* in France indicates a rapid adaptation towards the Rlm1 resistance gene of oilseed rape. *European Journal of Plant Pathology*, 109 (8): 871-881. <https://doi.org/10.1023/a:1026189225466>

- Santoiemma, G.; Tamburini, G.; Sanna, F.; Mori, N.; Marini, L., (2019). Landscape composition predicts the distribution of *Philaenus spumarius*, vector of *Xylella fastidiosa*, in olive groves. *Journal of Pest Science*, 92 (3): 1101-1109. <https://doi.org/10.1007/s10340-019-01095-8>
- Sicard, D.; Pennings, P.S.; Grandclement, C.; Acosta, J.; Kaltz, O.; Shykoff, J.A., (2007). Specialization and local adaptation of a fungal parasite on two host plant species as revealed by two fitness traits. *Evolution*, 61 (1): 27-41. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2007.00003.x>
- Sirami, C.; Gross, N.; Baillod, A.B.; Bertrand, C.; Carrie, R.; Hass, A.; Henckel, L.; Miguet, P.; Vuillot, C.; Alignier, A.; Girard, J.; Batary, P.; Clough, Y.; Violle, C.; Giral, D.; Bota, G.; Badenhausser, I.; Lefebvre, G.; Gauffre, B.; Vialatte, A.; Calatayud, F.; Gil-Tena, A.; Tischendorf, L.; Mitchell, S.; Lindsay, K.; Georges, R.; Hilaire, S.; Recasens, J.; Sole-Senan, X.O.; Robleno, I.; Bosch, J.; Barrientos, J.A.; Ricarte, A.; Marcos-Garcia, M.A.; Minano, J.; Mathevet, R.; Gibon, A.; Baudry, J.; Balent, G.; Poulin, B.; Burel, F.; Tschardtke, T.; Bretagnolle, V.; Siriwardena, G.; Ouin, A.; Brotons, L.; Martin, J.L.; Fahrig, L., (2019). Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116 (33): 16442-16447. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116>
- Smith, D.L.; Ericson, L.; Burdon, J.J., (2011). Co-evolutionary hot and cold spots of selective pressure move in space and time. *Journal of Ecology*, 99 (2): 634-641. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01788.x>
- Springer, Y.P., (2007). Clinal resistance structure and pathogen local adaptation in a serpentine flax-flax rust interaction. *Evolution*, 61 (8): 1812-1822. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2007.00156.x>
- Tabashnik, B.E.; Brevault, T.; Carriere, Y., (2013). Insect resistance to Bt crops: lessons from the first billion acres. *Nature Biotechnology*, 31 (6): 510-521. <https://doi.org/10.1038/nbt.2597>
- Thomas, S.; Vanlerberghe-Masutti, F.; Mistral, P.; Loiseau, A.; Boissot, N., (2016). Insight into the durability of plant resistance to aphids from a demo-genetic study of *Aphis gossypii* in melon crops. *Evolutionary Applications*, 9 (6): 756-768. <https://doi.org/10.1111/eva.12382>
- Thrall, P.H.; Burdon, J.J., (2002). Evolution of gene-for-gene systems in metapopulations: the effect of spatial scale of host and pathogen dispersal. *Plant Pathology*, 51 (2): 169-184. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3059.2002.00683.x>
- Thrall, P.H.; Burdon, J.J.; Bever, J.D., (2002). Local adaptation in the *Linum marginale*-*Melampsora lini* host-pathogen interaction. *Evolution*, 56 (7): 1340-1351.
- Tsafack, N.; Menozzi, P.; Brevault, T.; Soti, V.; Deonchat, M.; Ouin, A., (2013). Effects of landscape context and agricultural practices on the abundance of cotton bollworm *Helicoverpa armigera* in cotton fields: A case study in northern Benin. *International Journal of Pest Management*, 59 (4): 294-302. <https://doi.org/10.1080/09670874.2013.852270>
- Tschardtke, T.; Grass, I.; Wanger, T.C.; Westphal, C.; Batary, P., (2021). Beyond organic farming - harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 36 (10): 919-930. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.06.010>
- Tuck, S.L.; Winqvist, C.; Mota, F.; Ahnstrom, J.; Turnbull, L.A.; Bengtsson, J., (2014). Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51 (3): 746-755. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12219>
- Vacher, C.; Bourguet, D.; Rousset, F.; Chevillon, C.; Hochberg, M.E., (2003). Modelling the spatial configuration of refuges for a sustainable control of pests: a case study of Bt cotton. *Journal of Evolutionary Biology*, 16 (3): 378-387. <https://doi.org/10.1046/j.1420-9101.2003.00553.x>
- Van de Wouw, A.P.; Howlett, B.J.; Idrum, A., (2018). Changes in allele frequencies of avirulence genes in the blackleg fungus, *Leptosphaeria maculans*, over two decades in Australia. *Crop & Pasture Science*, 69 (1): 20-29. <https://doi.org/10.1071/cp16411>
- Vasseur, C.; Joannon, A.; Aviron, S.; Burel, F.; Meynard, J.M.; Baudry, J., (2013). The cropping systems mosaic: How does the hidden heterogeneity of agricultural landscapes drive arthropod populations? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 166: 3-14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.08.013>
- Verhagen, W.; Van Teeffelen, A.J.A.; Compagnucci, A.B.; Poggio, L.; Gimona, A.; Verburg, P.H., (2016). Effects of landscape configuration on mapping ecosystem service capacity: a review of evidence and a case study in Scotland. *Landscape Ecology*, 31 (7): 1457-1479. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0345-2>

- Wiens, J.A., (2002). Central Concepts and Issues of Landscape Ecology. In: Gutzwiller, K.J., ed. *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*. New York, NY: Springer New York, 3-21. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-0059-5_1
- Zhan, J.S.; Thrall, P.H.; Papaix, J.; Xie, L.H.; Burdon, J.J., (2015). Playing on a Pathogen's Weakness: Using Evolution to Guide Sustainable Plant Disease Control Strategies. In: VanAlfen, N.K., ed. *Annual Review of Phytopathology*, Vol 53. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Phytopathology), 19-43. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-080614-120040>
- Zhang, X.Z.; Axmacher, J.C.; Wu, P.L.; Song, X.; Yu, Z.R.; Liu, Y.H., (2020). The taxon- and functional trait-dependent effects of field margin and landscape composition on predatory arthropods in wheat fields of the North China Plain. *Insect Conservation and Diversity*, 13 (4): 328-339. <https://doi.org/10.1111/icad.12403>

Section 3.7

- Adeux, G.; Vieren, E.; Carlesi, S.; Barberi, P.; Munier-Jolain, N.; Cordeau, S., (2019). Mitigating crop yield losses through weed diversity. *Nature Sustainability*, 2 (11): 1018-1026. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0415-y>
- Aigner, B.L.; Kuhar, T.P.; Herbert, D.A.; Brewster, C.C.; Hogue, J.W.; Aigner, J.D., (2017). Brown Marmorated Stink Bug (Hemiptera: Pentatomidae) Infestations in Tree Borders and Subsequent Patterns of Abundance in Soybean Fields. *Journal of Economic Entomology*, 110 (2): 487-490. <https://doi.org/10.1093/jee/tox047>
- Albert, L.; Franck, P.; Gilles, Y.; Plantegenest, M., (2017). Impact of Agroecological Infrastructures on the Dynamics of *Dysaphis plantaginea* (Hemiptera: Aphididae) and Its Natural Enemies in Apple Orchards in Northwestern France. *Environmental Entomology*, 46 (3): 528-537. <https://doi.org/10.1093/ee/nvx054>
- Albrecht, M.; Kleijn, D.; Williams, N.M.; Tschumi, M.; Blaauw, B.R.; Bommarco, R.; Campbell, A.J.; Dainese, M.; Drummond, F.A.; Entling, M.H.; Ganser, D.; de Groot, G.A.; Goulson, D.; Grab, H.; Hamilton, H.; Herzog, F.; Isaacs, R.; Jacot, K.; Jeanneret, P.; Jonsson, M.; Knop, E.; Kremen, C.; Landis, D.A.; Loeb, G.M.; Marini, L.; McKerchar, M.; Morandin, L.; Pfister, S.C.; Potts, S.G.; Rundlof, M.; Sardinias, H.; Sciligo, A.; Thies, C.; Tschamtker, T.; Venturini, E.; Veromann, E.; Vollhardt, I.M.G.; Wackers, F.; Ward, K.; Westbury, D.B.; Wilby, A.; Woltz, M.; Wratten, S.; Sutter, L., (2020). The effectiveness of flower strips and hedgerows on pest control, pollination services and crop yield: a quantitative synthesis. *Ecology Letters*, 23 (10): 1488-1498. <https://doi.org/10.1111/ele.13576>
- Alignier, A.; Petit, S., (2012). Factors shaping the spatial variation of weed communities across a landscape mosaic. *Weed Research*, 52 (5): 402-410. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2012.00934.x>
- Alignier, A.; Petit, S.; Bohan, D.A., (2017). Relative effects of local management and landscape heterogeneity on weed richness, density, biomass and seed rain at the country-wide level, Great Britain. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 246: 12-20. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.05.025>
- Alignier, A.; Sole-Senan, X.O.; Robleno, I.; Baraibar, B.; Fahrig, L.; Giralt, D.; Gross, N.; Martin, J.L.; Recasens, J.; Sirami, C.; Siriwardena, G.; Baillod, A.B.; Bertrand, C.; Carrie, R.; Hass, A.; Henckel, L.; Miguet, P.; Badenhauer, I.; Baudry, J.; Bota, G.; Bretagnolle, V.; Brotons, L.; Burel, F.; Calatayud, F.; Clough, Y.; Georges, R.; Gibon, A.; Girard, J.; Lindsay, K.; Minano, J.; Mitchell, S.; Patry, N.; Poulin, B.; Tschamtker, T.; Vialatte, A.; Violle, C.; Yaverscovski, N.; Batary, P., (2020). Configurational crop heterogeneity increases within-field plant diversity. *Journal of Applied Ecology*, 57 (4): 654-663. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13585>
- Alvarez, H.A.; Morente, M.; Campos, M.; Ruano, F., (2019). Maturity of ground covers increases the resilience and presence of natural enemies in the trophic network of olive canopy. *Ecosistemas*, 28 (3): 92-106. <https://doi.org/10.7818/ecos.1779>
- Ardanuy, A.; Lee, M.S.; Albajes, R., (2018). Landscape context influences leafhopper and predatory Orius spp. abundances in maize fields. *Agricultural and Forest Entomology*, 20 (1): 81-92. <https://doi.org/10.1111/afe.12231>
- Armendano, A.; Gonzalez, A., (2011). Spider fauna associated with wheat crops and adjacent habitats in Buenos Aires, Argentina. *Revista Mexicana De Biodiversidad*, 82 (4): 1176-1182.
- Badenes-Perez, F.R.; Marquez, B.P.; Petitpierre, E., (2017). Can flowering *Barbarea* spp. (Brassicaceae) be used simultaneously as a trap crop and in conservation biological control? *Journal of Pest Science*, 90 (2): 623-633. <https://doi.org/10.1007/s10340-016-0815-y>

- Badenhausser, I.; Gross, N.; Mornet, V.; Roncoroni, M.; Saintilan, A.; Rusch, A., (2020). Increasing amount and quality of green infrastructures at different scales promotes biological control in agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 290: 9. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106735>
- Balmer, O.; Pfiffner, L.; Schied, J.; Willareth, M.; Leimgruber, A.; Luka, H.; Traugott, M., (2013). Noncrop flowering plants restore top-down herbivore control in agricultural fields. *Ecology and Evolution*, 3 (8): 2634-2646. <https://doi.org/10.1002/ece3.658>
- Balzan, M.V.; Bocci, G.; Moonen, A.C., (2016). Utilisation of plant functional diversity in wildflower strips for the delivery of multiple agroecosystem services. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 158 (3): 304-319. <https://doi.org/10.1111/eea.12403>
- Banks, J.E., (2000). Effects of weedy field margins on *Myzus persicae* (Hemiptera : Aphididae) in a broccoli agroecosystem. *Pan-Pacific Entomologist*, 76 (2): 95-101.
- Beduschi, T.; Kormann, U.G.; Tschardtke, T.; Scherber, C., (2018). Spatial community turnover of pollinators is relaxed by semi-natural habitats, but not by mass-flowering crops in agricultural landscapes. *Biological Conservation*, 221: 59-66. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.01.016>
- Beillouin, D.; Ben-Ari, T.; Malezieux, E.; Seufert, V.; Makowski, D., (2021). Positive but variable effects of crop diversification on biodiversity and ecosystem services. *Global Change Biology*, 27 (19): 4697-4710. <https://doi.org/10.1111/gcb.15747>
- Beuzelin, J.M.; Meszaros, A.; Reagan, T.E.; Wilson, L.T.; Way, M.O.; Blouin, D.C.; Showler, A.T., (2011). Seasonal Infestations of Two Stem Borers (Lepidoptera: Crambidae) in Noncrop Grasses of Gulf Coast Rice Agroecosystems. *Environmental Entomology*, 40 (5): 1036-1050. <https://doi.org/10.1603/en11044>
- Bianchi, F.; Booij, C.J.H.; Tschardtke, T., (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 273 (1595): 1715-1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>
- Bischoff, A.; Pollier, A.; Lamarre, E.; Salvadori, O.; Cortesero, A.M.; Le Ralec, A.; Tricault, Y.; Jaloux, B., (2016). Effects of spontaneous field margin vegetation and surrounding landscape on Brassica oleracea crop herbivory. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 223: 135-143. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.029>
- Boesing, A.L.; Nichols, E.; Metzger, J.P., (2017). Effects of landscape structure on avian-mediated insect pest control services: a review. *Landscape Ecology*, 32 (5): 931-944. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0503-1>
- Bortolotto, O.C.; Menezes, A.D.; Hoshino, A.T.; Medeiros, H.R., (2016). Influence of distance from adjacent forest fragments on aphids (Hemiptera: Aphididae) parasitoidism in wheat fields in Parana State, Brazil. *Revista Colombiana De Entomologia*, 42 (1): 1-3.
- Botha, M.; Siebert, S.J.; van den Berg, J.; Ellis, S.; Greyvenstein, B.M., (2018). Diversity patterns of selected predaceous arthropod groups in maize fields and margins in South African Highveld grassland. *Agricultural and Forest Entomology*, 20 (4): 461-475. <https://doi.org/10.1111/afe.12277>
- Brewer, M.J.; Noma, T.; Elliott, N.C.; Kravchenko, A.N.; Hild, A.L., (2008). A landscape view of cereal aphid parasitoid dynamics reveals sensitivity to farm- and region-scale vegetation structure. *European Journal of Entomology*, 105 (3): 503-511. <https://doi.org/10.14411/eje.2008.066>
- Burgio, G.; Sommaggio, D.; Marini, M.; Puppi, G.; Chiarucci, A.; Landi, S.; Fabbri, R.; Pesarini, F.; Genghini, M.; Ferrari, R.; Muzzi, E.; van Lenteren, J.C.; Masetti, A., (2015). The Influence of Vegetation and Landscape Structural Connectivity on Butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea), Carabids (Coleoptera: Carabidae), Syrphids (Diptera: Syrphidae), and Sawflies (Hymenoptera: Symphyta) in Northern Italy Farmland. *Environmental Entomology*, 44 (5): 1299-1307. <https://doi.org/10.1093/ee/nvv105>
- Cahenzli, F.; Buhmann, I.; Daniel, C.; Fahrentrapp, J., (2018). The Distance Between Forests and Crops Affects the Abundance of *Drosophila suzukii* During Fruit Ripening, But Not During Harvest. *Environmental Entomology*, 47 (5): 1274-1279. <https://doi.org/10.1093/ee/nvy116>
- Chaplin-Kramer, R.; O'Rourke, M.E.; Blitzer, E.J.; Kremen, C., (2011). A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters*, 14 (9): 922-932. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01642.x>
- Cordeau, S.; Petit, S.; Reboud, X.; Chauvel, B., (2012). Sown grass strips harbour high weed diversity but decrease weed richness in adjacent crops. *Weed Research*, 52 (1): 88-97. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2011.00892.x>

- Dainese, M.; Montecchiari, S.; Sitzia, T.; Sigura, M.; Marini, L., (2017). High cover of hedgerows in the landscape supports multiple ecosystem services in Mediterranean cereal fields. *Journal of Applied Ecology*, 54 (2): 380-388. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12747>
- Dainese, M.; Martin, E.A.; Aizen, M.A.; Albrecht, M.; Bartomeus, I.; Bommarco, R.; Carvalheiro, L.G.; Chaplin-Kramer, R.; Gagic, V.; Garibaldi, L.A.; Ghazoul, J.; Grab, H.; Jonsson, M.; Karp, D.S.; Kennedy, C.M.; Kleijn, D.; Kremen, C.; Landis, D.A.; Letourneau, D.K.; Marini, L.; Poveda, K.; Rader, R.; Smith, H.G.; Tschamntke, T.; Andersson, G.K.S.; Badenhausser, I.; Baensch, S.; Bezerra, A.D.M.; Bianchi, F.; Boreux, V.; Bretagnolle, V.; Caballero-Lopez, B.; Cavigliasso, P.; Cetkovic, A.; Chacoff, N.P.; Classen, A.; Cusser, S.; Silva, F.; de Groot, G.A.; Dudenhoffer, J.H.; Ekroos, J.; Fijen, T.; Franck, P.; Freitas, B.M.; Garratt, M.P.D.; Gratton, C.; Hipolito, J.; Holzschuh, A.; Hunt, L.; Iverson, A.L.; Jha, S.; Keasar, T.; Kim, T.N.; Kishinevsky, M.; Klatt, B.K.; Klein, A.M.; Krewenka, K.M.; Krishnan, S.; Larsen, A.E.; Lavigne, C.; Liere, H.; Maas, B.; Mallinger, R.E.; Pachon, E.M.; Martinez-Salinas, A.; Meehan, T.D.; Mitchell, M.G.E.; Molina, G.A.R.; Nesper, M.; Nilsson, L.; O'Rourke, M.E.; Peters, M.K.; Plecas, M.; Potts, S.G.; Ramos, D.D.; Rosenheim, J.A.; Rundlof, M.; Rusch, A.; Saez, A.; Scheper, J.; Schleuning, M.; Schmack, J.M.; Sciligo, A.R.; Seymour, C.; Stanley, D.A.; Stewart, R.; Stout, J.C.; Sutter, L.; Takada, M.B.; Taki, H.; Tamburini, G.; Tschumi, M.; Viana, B.F.; Westphal, C.; Willcox, B.K.; Wratten, S.D.; Yoshioka, A.; Zaragoza-Trello, C.; Zhang, W.; Zou, Y.; Steffan-Dewenter, I., (2019). A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances*, 5 (10): 13. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax0121>
- Debras, J.F.; Senoussi, R.; Rieux, R.; Buisson, E.; Dutoit, T., (2008). Spatial distribution of an arthropod community in a pear orchard (southern France) - Identification of a hedge effect. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 127 (3-4): 166-176. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.03.015>
- Delattre, P.; Morellet, N.; Codreanu, P.; Miot, S.; Quere, J.P.; Sennedot, F.; Baudry, J., (2009). Influence of edge effects on common vole population abundance in an agricultural landscape of eastern France. *Acta Theriologica*, 54 (1): 51-60. <https://doi.org/10.1007/bf03193137>
- Ditner, N.; Balmer, O.; Beck, J.; Blick, T.; Nagel, P.; Luka, H., (2013). Effects of experimentally planting non-crop flowers into cabbage fields on the abundance and diversity of predators. *Biodiversity and Conservation*, 22 (4): 1049-1061. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0469-5>
- Duan, M.C.; Hu, W.H.; Liu, Y.H.; Yu, Z.R.; Li, X.; Wu, P.L.; Zhang, F.; Shi, H.L.; Baudry, J., (2019). The influence of landscape alterations on changes in ground beetle (Carabidae) and spider (Araneae) functional groups between 1995 and 2013 in an urban fringe of China. *Science of the Total Environment*, 689: 516-525. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.198>
- Dyer, L.E.; Landis, D.A., (1997). Influence of noncrop habitats on the distribution of *Eriborus terebrans* (Hymenoptera: Ichneumonidae) in cornfields. *Environmental Entomology*, 26 (4): 924-932. <https://doi.org/10.1093/ee/26.4.924>
- Ernout, A.; Vialatte, A.; Butet, A.; Michel, N.; Rantier, Y.; Jambon, O.; Burel, F., (2013). Grassy strips in their landscape context, their role as new habitat for biodiversity. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 166: 15-27. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.07.004>
- Falk, S.P.; Gadoury, D.M.; Pearson, R.C.; Seem, R.C.; « Partial control of grape powdery mildew by the mycoparasite *Ampelomyces quisqualis*. » *Plant Disease* 79, n., (1995). Partial control of grape powdery mildew by the mycoparasite *Ampelomyces quisqualis*. *Plant Disease*, 79 (5): 483-490. https://www.apsnet.org/publications/PlantDisease/BackIssues/Documents/1995Articles/PlantDisease79n05_483.PDF
- Fournier, E.; Loreau, M., (1999). Effects of newly planted hedges on ground-beetle diversity (Coleoptera, Carabidae) in an agricultural landscape. *Ecography*, 22 (1): 87-97. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1999.tb00457.x>
- French, B.W.; Elliot, N.C., (2001). Species diversity, richness, and evenness of ground beetles (Coleoptera : Carabidae) in wheat fields and adjacent grasslands and riparian zones. *Southwestern Entomologist*, 26 (4): 315-324.
- Fukuda, Y.; Moller, H.; Burns, B., (2011). Effects of organic farming, fencing and vegetation origin on spiders and beetles within shelterbelts on dairy farms. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 54 (3): 155-176. <https://doi.org/10.1080/00288233.2011.591402>
- Fusser, M.S.; Pfister, S.C.; Entling, M.H.; Schirmel, J., (2016). Effects of landscape composition on carabids and slugs in herbaceous woody field margins. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 226: 79-87. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.007>

- Gaba, S.; Chauvel, B.; Dessaint, F.; Bretagnolle, V.; Petit, S., (2010). Weed species richness in winter wheat increases with landscape heterogeneity. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 138 (3-4): 318-323. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.06.005>
- Gabriel, D.; Thies, C.; Tscharrntke, T., (2005). Local diversity of arable weeds increases with landscape complexity. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*, 7 (2): 85-93. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2005.04.001>
- Gagic, V.; Holding, M.; Venables, W.N.; Hulthen, A.D.; Schellhorn, N.A., (2021). Better outcomes for pest pressure, insecticide use, and yield in less intensive agricultural landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118 (12): 6. <https://doi.org/10.1073/pnas.2018100118>
- Gaigher, R.; Pryke, J.S.; Samways, M.J., (2015). High parasitoid diversity in remnant natural vegetation, but limited spillover into the agricultural matrix in South African vineyard agroecosystems. *Biological Conservation*, 186: 69-74. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.03.003>
- Galloway, A.D.; Seymour, C.L.; Gaigher, R.; Pryke, J.S., (2021). Organic farming promotes arthropod predators, but this depends on neighbouring patches of natural vegetation. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 310: 9. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107295>
- Garcia, D.; Minarro, M.; Martinez-Sastre, R., (2018). Birds as suppliers of pest control in cider apple orchards: Avian biodiversity drivers and insectivory effect. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 254: 233-243. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.034>
- Gardiner, M.M.; Landis, D.A.; Gratton, C.; Schmidt, N.; O'Neal, M.; Mueller, E.; Chacon, J.; Heimpel, G.E., (2010). Landscape composition influences the activity density of Carabidae and Arachnida in soybean fields. *Biological Control*, 55 (1): 11-19. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2010.06.008>
- Geiger, F.; Bianchi, F.; Wackers, F.L., (2005). Winter ecology of the cabbage aphid *Brevicoryne brassicae* (L.) (Hom., Aphididae) and its parasitoid *Diaeretiella rapae* (McIntosh) (Hym., Braconidae : Aphidiidae). *Journal of Applied Entomology*, 129 (9-10): 563-566. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2005.01002.x>
- Geneau, C.E.; Wackers, F.L.; Luka, H.; Balmer, O., (2013). Effects of extrafloral and floral nectar of *Centaurea cyanus* on the parasitoid wasp *Microplitis mediator*: Olfactory attractiveness and parasitization rates. *Biological Control*, 66 (1): 16-20. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2013.02.007>
- Grime, J.P., (1973). Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*, 242 (5396): 344-347. <https://doi.org/10.1038/242344a0>
- Hatt, S.; Uyttenbroeck, R.; Lopes, T.; Chen, J.L.; Piqueray, J.; Monty, A.; Francis, F., (2018). Effect of flower traits and hosts on the abundance of parasitoids in perennial multiple species wildflower strips sown within oilseed rape (*Brassica napus*) crops. *Arthropod-Plant Interactions*, 12 (6): 787-797. <https://doi.org/10.1007/s11829-017-9567-8>
- Henri, D.C.; Jones, O.; Tsiattalos, A.; Thebault, E.; Seymour, C.L.; van Veen, F.J.F., (2015). Natural vegetation benefits synergistic control of the three main insect and pathogen pests of a fruit crop in southern Africa. *Journal of Applied Ecology*, 52 (4): 1092-1101. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12465>
- Holland, J.M.; Bianchi, F.; Entling, M.H.; Moonen, A.C.; Smith, B.M.; Jeanneret, P., (2016). Structure, function and management of semi-natural habitats for conservation biological control: a review of European studies. *Pest Management Science*, 72 (9): 1638-1651. <https://doi.org/10.1002/ps.4318>
- Holland, J.M.; Douma, J.C.; Crowley, L.; James, L.; Kor, L.; Stevenson, D.R.W.; Smith, B.M., (2017). Semi-natural habitats support biological control, pollination and soil conservation in Europe. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37 (4): 23. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0434-x>
- Hou, X.Y.; Ding, S.Y.; Zhao, S.; Liu, X.B., (2019). The response of spiders to less-focused non-crop habitats in the agricultural landscape along the lower reach of the Yellow River. *Journal of Geographical Sciences*, 29 (7): 1113-1126. <https://doi.org/10.1007/s11442-019-1648-4>
- Johnson, B.L.; Haddad, N.M., (2011). Edge effects, not connectivity, determine the incidence and development of a foliar fungal plant disease. *Ecology*, 92 (8): 1551-1558. <https://doi.org/10.1890/10-1072.1>
- Joyce, K.A.; Holland, J.M.; Doncaster, C.P., (1999). Influences of hedgerow intersections and gaps on the movement of carabid beetles. *Bulletin of Entomological Research*, 89 (6): 523-531. <https://doi.org/10.1017/s000748539900067x>

- Kajak, A.; Lukaszewicz, J., (1994). Do seminatural patches enrich crop fields with predatory epigeal arthropods. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 49 (2): 149-161. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(94\)90005-1](https://doi.org/10.1016/0167-8809(94)90005-1)
- Karp, D.S.; Chaplin-Kramer, R.; Meehan, T.D.; Martin, E.A.; DeClerck, F.; Grab, H.; Gratton, C.; Hunt, L.; Larsen, A.E.; Martinez-Salinas, A.; O'Rourke, M.E.; Rusch, A.; Poveda, K.; Jonsson, M.; Rosenheim, J.A.; Schellhorn, N.A.; Tschamntke, T.; Wratten, S.D.; Zhang, W.; Iverson, A.L.; Adler, L.S.; Albrecht, M.; Alignier, A.; Angelella, G.M.; Anjum, M.Z.; Avelino, J.; Batary, P.; Baveco, J.M.; Bianchi, F.; Birkhofer, K.; Bohnenblust, E.W.; Bommarco, R.; Brewer, M.J.; Caballero-Lopez, B.; Carriere, Y.; Carvalheiro, L.G.; Cayuela, L.; Centrella, M.; Cetkovic, A.; Henri, D.C.; Chabert, A.; Costamagna, A.C.; De la Mora, A.; de Kraker, J.; Desneux, N.; Diehl, E.; Diekotter, T.; Dormann, C.F.; Eckberg, J.O.; Entling, M.H.; Fiedler, D.; Franck, P.; van Veen, F.J.F.; Frank, T.; Gagic, V.; Garratt, M.P.D.; Getachew, A.; Gonthier, D.J.; Goodell, P.B.; Graziosi, I.; Groves, R.L.; Gurr, G.M.; Hajian-Forooshani, Z.; Heimpel, G.E.; Herrmann, J.D.; Huseeth, A.S.; Inclan, D.J.; Ingrao, A.J.; Iv, P.; Jacot, K.; Johnson, G.A.; Jones, L.; Kaiser, M.; Kaser, J.M.; Keasar, T.; Kim, T.N.; Kishinevsky, M.; Landis, D.A.; Lavandero, B.; Lavigne, C.; Le Ralec, A.; Lemessa, D.; Letourneau, D.K.; Liere, H.; Lu, Y.H.; Lubin, Y.; Luttermoser, T.; Maas, B.; Mace, K.; Madeira, F.; Mader, V.; Cortesero, A.M.; Marini, L.; Martinez, E.; Martinson, H.M.; Menozzi, P.; Mitchell, M.G.E.; Miyashita, T.; Molina, G.A.R.; Molina-Montenegro, M.A.; O'Neal, M.E.; Opatovsky, I.; Ortiz-Martinez, S.; Nash, M.; Ostman, O.; Ouin, A.; Pak, D.; Paredes, D.; Parsa, S.; Parry, H.; Perez-Alvarez, R.; Perovic, D.J.; Peterson, J.A.; Petit, S.; Philpott, S.M.; Plantegenest, M.; Plecas, M.; Pluess, T.; Pons, X.; Potts, S.G.; Pywell, R.F.; Ragsdale, D.W.; Rand, T.A.; Raymond, L.; Ricci, B.; Sargent, C.; Sarthou, J.P.; Saulais, J.; Schackermann, J.; Schmidt, N.P.; Schneider, G.; Schuepp, C.; Sivakoff, F.S.; Smith, H.G.; Whitney, K.S.; Stutz, S.; Szendrei, Z.; Takada, M.B.; Taki, H.; Tamburini, G.; Thomson, L.J.; Tricault, Y.; Tsafack, N.; Tschumi, M.; Valantin-Morison, M.; Trinh, M.V.; van der Werf, W.; Vierling, K.T.; Werling, B.P.; Wickens, J.B.; Wickens, V.J.; Woodcock, B.A.; Wyckhuys, K.; Xiao, H.J.; Yasuda, M.; Yoshioka, A.; Zou, Y., (2018). Crop pests and predators exhibit inconsistent responses to surrounding landscape composition. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115 (33): E7863-E7870. <https://doi.org/10.1073/pnas.1800042115>
- Klein, A.M.; Steffan-Dewenter, I.; Tschamntke, T., (2006). Rain forest promotes trophic interactions and diversity of trap-nesting hymenoptera in adjacent agroforestry. *Journal of Animal Ecology*, 75 (2): 315-323. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01042.x>
- Koh, I.; Rowe, H.I.; Holland, J.D., (2013). Graph and circuit theory connectivity models of conservation biological control agents. *Ecological Applications*, 23 (7): 1554-1573. <https://doi.org/10.1890/12-1595.1>
- Kross, S.M.; Martinico, B.L.; Bourbour, R.P.; Townsend, J.M.; McColl, C.; Kelsey, T.R., (2020). Effects of Field and Landscape Scale Habitat on Insect and Bird Damage to Sunflowers. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4: 11. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.00040>
- Kruess, A.; Tschamntke, T., (1994). Habitat fragmentation, species loss, and biological-control. *Science*, 264 (5165): 1581-1584. <https://doi.org/10.1126/science.264.5165.1581>
- Kruess, A., (2003). Effects of landscape structure and habitat type on a plant-herbivore-parasitoid community. *Ecography*, 26 (3): 283-290. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03402.x>
- Langer, V., (2001). The potential of leys and short rotation coppice hedges as reservoirs for parasitoids of cereal aphids in organic agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 87 (1): 81-92. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00298-X](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00298-X)
- Le Provost, G.; Badenhausser, I.; Le Bagousse-Pinguet, Y.; Clough, Y.; Henckel, L.; Violle, C.; Bretagnolle, V.; Roncoroni, M.; Manning, P.; Gross, N., (2020). Land-use history impacts functional diversity across multiple trophic groups. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117 (3): 1573-1579. <https://doi.org/10.1073/pnas.1910023117>
- Lefebvre, M.; Papaix, J.; Mollot, G.; Deschodt, P.; Lavigne, C.; Ricard, J.M.; Mandrin, J.F.; Franck, P., (2017). Bayesian inferences of arthropod movements between hedgerows and orchards. *Basic and Applied Ecology*, 21: 76-84. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.05.002>
- Letourneau, D.K.; Allen, S.G.B.; Stireman, J.O., (2012). Perennial habitat fragments, parasitoid diversity and parasitism in ephemeral crops. *Journal of Applied Ecology*, 49 (6): 1405-1416. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12001>
- Maas, B.; Clough, Y.; Tschamntke, T., (2013). Bats and birds increase crop yield in tropical agroforestry landscapes. *Ecology Letters*, 16 (12): 1480-1487. <https://doi.org/10.1111/ele.12194>

- Maas, B.; Brandl, M.; Hussain, R.I.; Frank, T.; Zulka, K.P.; Rabl, D.; Walcher, R.; Moser, D., (2021). Functional traits driving pollinator and predator responses to newly established grassland strips in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 58 (8): 1728-1737. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13892>
- MacDonald, M.A.; Maniakowski, M.; Cobbold, G.; Grice, P.V.; Anderson, G.Q.A., (2012). Effects of agri-environment management for stone curlews on other biodiversity. *Biological Conservation*, 148 (1): 134-145. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.040>
- MacLeod, A.; Wratten, S.D.; Sotherton, N.W.; Thomas, M.B., (2004). 'Beetle banks' as refuges for beneficial arthropods in farmland: long-term changes in predator communities and habitat. *Agricultural and Forest Entomology*, 6 (2): 147-154. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2004.00215.x>
- Mailafiya, D.M., (2015). Agrobiodiversity for Biological Pest Control in Sub-Saharan. In: Lichtfouse, E., ed. *Sustainable Agriculture Reviews, Vol 18*. New York: Springer (Sustainable Agriculture Reviews), 107-143. https://doi.org/10.1007/978-3-319-21629-4_4
- Maisonhaute, J.E.; Peres-Neto, P.; Lucas, E., (2010). Influence of agronomic practices, local environment and landscape structure on predatory beetle assemblage. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 139 (4): 500-507. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.09.008>
- Marino, P.C.; Landis, D.A., (1996). Effect of landscape structure on parasitoid diversity and parasitism in agroecosystems. *Ecological Applications*, 6 (1): 276-284. <https://doi.org/10.2307/2269571>
- Marshall, E.J.R.; Moonen, A.C., (2002). Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 89 (1-2): 5-21. [https://doi.org/10.1016/s0167-8809\(01\)00315-2](https://doi.org/10.1016/s0167-8809(01)00315-2)
- Medeiros, H.R.; Grandinete, Y.C.; Manning, P.; Harper, K.A.; Cutler, G.C.; Tyedmers, P.; Righi, C.A.; Ribeiro, M.C., (2019). Forest cover enhances natural enemy diversity and biological control services in Brazilian sun coffee plantations. *Agronomy for Sustainable Development*, 39 (6): 9. <https://doi.org/10.1007/s13593-019-0600-4>
- Mediene, S.; Valantin-Morison, M.; Sarthou, J.P.; de Tourdonnet, S.; Gosme, M.; Bertrand, M.; Roger-Estrade, J.; Aubertot, J.N.; Rusch, A.; Motisi, N.; Pelosi, C.; Dore, T., (2011). Agroecosystem management and biotic interactions: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 31 (3): 491-514. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0009-1>
- Meek, B.; Loxton, D.; Sparks, T.; Pywell, R.; Pickett, H.; Nowakowski, M., (2002). The effect of arable field margin composition on invertebrate biodiversity. *Biological Conservation*, 106 (2): 259-271. [https://doi.org/10.1016/s0006-3207\(01\)00252-x](https://doi.org/10.1016/s0006-3207(01)00252-x)
- Minarro, M.; Prida, E., (2013). Hedgerows surrounding organic apple orchards in north-west Spain: potential to conserve beneficial insects. *Agricultural and Forest Entomology*, 15 (4): 382-390. <https://doi.org/10.1111/afe.12025>
- Mitchell, M.G.E.; Bennett, E.M.; Gonzalez, A., (2014). Forest fragments modulate the provision of multiple ecosystem services. *Journal of Applied Ecology*, 51 (4): 909-918. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12241>
- Montgomery, I.; Caruso, T.; Reid, N., (2020). Hedgerows as Ecosystems: Service Delivery, Management, and Restoration. In: Futuyma, D.J., ed. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, Vol 51, 2020*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Ecology Evolution and Systematics), 81-102. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-012120-100346>
- Morantes-Tolozá, J.L.; Renjifo, L.M., (2018). Live fences in tropical production systems: a global review of uses and perceptions. *Revista De Biología Tropical*, 66 (2): 739-753. <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i2.33405>
- Mueller, E.E.; Groves, R.L.; Gratton, C., (2012). Crop and Non-Crop Plants as Potential Reservoir Hosts of Alfalfa mosaic virus and Cucumber mosaic virus for Spread to Commercial Snap Bean. *Plant Disease*, 96 (4): 506-514. <https://doi.org/10.1094/pdis-02-11-0089>
- Nagy, R.K.; Bell, L.W.; Schellhorn, N.A.; Zalucki, M.P., (2020). Role of grasslands in pest suppressive landscapes: how green are my pastures? *Austral Entomology*, 59 (2): 227-237. <https://doi.org/10.1111/aen.12464>
- Oberg, S.; Mayr, S.; Dauber, J., (2008). Landscape effects on recolonisation patterns of spiders in arable fields. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 123 (1-3): 211-218. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.06.005>

- Ong, T.Y.; Allen, D.; Vandermeer, J., (2018). Huffaker revisited: spatial heterogeneity and the coupling of ineffective agents in biological control. *Ecosphere*, 9 (7): 11. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2299>
- Ostandie, N.; Muneret, L.; Giffard, B.; Thiery, D.; Rusch, A., (2021). The shape of the predator biomass distribution affects biological pest control services in agricultural landscapes. *Functional Ecology*, 35 (1): 193-204. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13684>
- Paredes, D.; Rosenheim, J.A.; Chaplin-Kramer, R.; Winter, S.; Karp, D.S., (2020). Landscape simplification increases vineyard pest outbreaks and insecticide use. *Ecology Letters*, 24 (1): 73-83. <https://doi.org/10.1111/ele.13622>
- Perrot, T.; Rusch, A.; Coux, C.; Gaba, S.; Bretagnolle, V., (2021). Proportion of Grassland at Landscape Scale Drives Natural Pest Control Services in Agricultural Landscapes. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9: 11. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.607023>
- Peterson, P.D., (2001). *Stem rust of wheat: from ancient enemy to modern foe*. American Phytopathological Society (APS Press). <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20013088372>
- Petit, S.; Alignier, A.; Colbach, N.; Joannon, A.; Le Coeur, D.; Thenail, C., (2013). Weed dispersal by farming at various spatial scales. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33 (1): 205-217. <https://doi.org/10.1007/s13593-012-0095-8>
- Pfiffner, L.; Luka, H., (2000). Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 78 (3): 215-222. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00130-9](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00130-9)
- Pfister, S.C.; Sutter, L.; Albrecht, M.; Marini, S.; Schirmel, J.; Entling, M.H., (2017). Positive effects of local and landscape features on predatory flies in European agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 239: 283-292. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.032>
- Picchi, M.S.; Bocci, G.; Petacchi, R.; Ending, M.H., (2016). Effects of local and landscape factors on spiders and olive fruit flies. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 222: 138-147. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.045>
- Picchi, M.S.; Marchi, S.; Albertini, A.; Petacchi, R., (2017). Organic management of olive orchards increases the predation rate of overwintering pupae of *Bactrocera oleae* (Diptera: Tephritidae). *Biological Control*, 108: 9-15. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2017.02.002>
- Plath, E.; Rischen, T.; Mohr, T.; Fischer, K., (2021). Biodiversity in agricultural landscapes: Grassy field margins and semi-natural fragments both foster spider diversity and body size. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 316: 8. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107457>
- Pollard, K.A.; Holland, J.M., (2006). Arthropods within the woody element of hedgerows and their distribution pattern. *Agricultural and Forest Entomology*, 8 (3): 203-211. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2006.00297.x>
- Pompozzi, G.; Marrero, H.J.; Haedo, J.; Fritz, L.; Torretta, J.P., (2019). Non-cropped fragments as important spider reservoirs in a Pampean agro-ecosystem. *Annals of Applied Biology*, 175 (3): 326-335. <https://doi.org/10.1111/aab.12537>
- Puech, C.; Poggi, S.; Baudry, J.; Aviron, S., (2015). Do farming practices affect natural enemies at the landscape scale? *Landscape Ecology*, 30 (1): 125-140. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0103-2>
- Purtauf, T.; Dauber, J.; Wolters, V., (2005). The response of carabids to landscape simplification differs between trophic groups. *Oecologia*, 142 (3): 458-464. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1740-y>
- Railsback, S.F.; Johnson, M.D., (2014). Effects of land use on bird populations and pest control services on coffee farms. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111 (16): 6109-6114. <https://doi.org/10.1073/pnas.1320957111>
- Rappussi, M.C.C.; Eckstein, B.; Flores, D.; Haas, I.C.R.; Amorim, L.; Bedendo, I.P., (2012). Cauliflower stunt associated with a phytoplasma of subgroup 16SrIII-J and the spatial pattern of disease. *European Journal of Plant Pathology*, 133 (4): 829-840. <https://doi.org/10.1007/s10658-012-0004-7>
- Ratsimba, N.; Therond, O.; Parry, H.; Monteil, C.; Vialatte, A., (2022). Inconsistent responses of conservation biocontrol to landscape structure: new insights from a network-based review. *Ecological Applications*, 32 (2): 15. <https://doi.org/10.1002/eap.2456>
- Ricci, B.; Franck, P.; Bouvier, J.C.; Casado, D.; Lavigne, C., (2011). Effects of hedgerow characteristics on intra-orchard distribution of larval codling moth. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 140 (3-4): 395-400. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.001>

- Ricci, B.; Lavigne, C.; Alignier, A.; Aviron, S.; Biju-Duval, L.; Bouvier, J.C.; Choisis, J.P.; Franck, P.; Joannon, A.; Ladet, S.; Mezerette, F.; Plantegenest, M.; Savary, G.; Thomas, C.; Vialatte, A.; Petit, S., (2019). Local pesticide use intensity conditions landscape effects on biological pest control. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 286 (1904): 10. <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.2898>
- Rieux, R.; Simon, S.; Defrance, H., (1999). Role of hedgerows and ground cover management on arthropod populations in pear orchards. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 73 (2): 119-127. [https://doi.org/10.1016/s0167-8809\(99\)00021-3](https://doi.org/10.1016/s0167-8809(99)00021-3)
- Rodriguez-Saona, C.R.; Polk, D.; Oudemans, P.V.; Holdcraft, R.; Zaman, F.U.; Isaacs, R.; Cariveau, D.P., (2018). Landscape features determining the occurrence of *Rhagoletis mendax* (Diptera: Tephritidae) flies in blueberries. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 258: 113-120. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.02.001>
- Rusch, A.; Valantin-Morison, M.; Sarthou, J.P.; Roger-Estrade, J., (2010). Biological control of insect pests in agroecosystems: effects of crop management, farming systems, and seminatural habitats at the landscape scale: a review. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy, Vol 109*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Agronomy), 219-259. [https://doi.org/10.1016/s0065-2113\(10\)09006-1](https://doi.org/10.1016/s0065-2113(10)09006-1)
- Rusch, A.; Chaplin-Kramer, R.; Gardiner, M.M.; Hawro, V.; Holland, J.; Landis, D.; Thies, C.; Tschardtke, T.; Weisser, W.W.; Winqvist, C.; Woltz, M.; Bommarco, R., (2016). Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 221: 198-204. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.039>
- Salliou, N.; Vialatte, A.; Monteil, C.; Barnaud, C., (2019). First use of participatory Bayesian modeling to study habitat management at multiple scales for biological pest control. *Agronomy for Sustainable Development*, 39 (1): 9. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0553-z>
- Santoiemma, G.; Mori, N.; Tonina, L.; Marini, L., (2018). Semi-natural habitats boost *Drosophila suzukii* populations and crop damage in sweet cherry. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 257: 152-158. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.02.013>
- Sarthou, J.P.; Badoz, A.; Vaissiere, B.; Chevallier, A.; Rusch, A., (2014). Local more than landscape parameters structure natural enemy communities during their overwintering in semi-natural habitats. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 194: 17-28. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.04.018>
- Scharnhorst, V.S.; Fiedler, K.; Frank, T.; Moser, D.; Rabl, D.; Brandl, M.; Hussain, R.I.; Walcher, R.; Maas, B., (2021). Ant community composition and functional traits in new grassland strips within agricultural landscapes. *Ecology and Evolution*, 11 (12): 8319-8331. <https://doi.org/10.1002/ece3.7662>
- Schellhorn, N.A.; Gagic, V.; Bommarco, R., (2015). Time will tell: resource continuity bolsters ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*, 30 (9): 524-530. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.06.007>
- Schmidt, M.H.; Tschardtke, T., (2005). Landscape context of sheetweb spider (Araneae : Linyphiidae) abundance in cereal fields. *Journal of Biogeography*, 32 (3): 467-473. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2004.01244.x>
- Schneider, S.; Widmer, F.; Jacot, K.; Kolliker, R.; Enkerli, J., (2012). Spatial distribution of *Metarhizium* clade 1 in agricultural landscapes with arable land and different semi-natural habitats. *Applied Soil Ecology*, 52: 20-28. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.10.007>
- Schupbach, B.; Weiss, S.B.; Jeanneret, P.; Zalai, M.; Szalai, M.; Fror, O., (2021). What determines preferences for semi-natural habitats in agrarian landscapes? A choice-modelling approach across two countries using attributes characterising vegetation. *Landscape and Urban Planning*, 206: 12. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103954>
- Seyfulina, R.R., (2010). Araneocomplex (Arachnida, Aranei) in agroecosystems of the kuban plain (species composition, spatial distribution, and seasonal dynamics). *Zoologicheskyy Zhurnal*, 89 (2): 151-166.
- Shapira, I.; Gavish-Regev, E.; Sharon, R.; Harari, A.R.; Kishinevsky, M.; Keasar, T., (2018). Habitat use by crop pests and natural enemies in a Mediterranean vineyard agroecosystem. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 267: 109-118. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.08.012>
- Silva, E.A.; Reis, P.R.; Zacarias, M.S.; Marafeli, P.P., (2010). Phytoseiids (Acari: Phytoseiidae) associated to coffee plantations and adjacent forest fragments. *Ciencia E Agrotecnologia*, 34 (5): 1146-1153. <https://doi.org/10.1590/s1413-70542010000500010>

- Silva, R.; Hereward, J.P.; Walter, G.H.; Wilson, L.J.; Furlong, M.J., (2018). Seasonal abundance of cotton thrips (Thysanoptera: Thripidae) across crop and non-crop vegetation in an Australian cotton producing region. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 256: 226-238. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.024>
- Sirami, C.; Gross, N.; Baillod, A.B.; Bertrand, C.; Carrie, R.; Hass, A.; Henckel, L.; Miguët, P.; Vuillot, C.; Alignier, A.; Girard, J.; Batary, P.; Clough, Y.; Violle, C.; Giral, D.; Bota, G.; Badenhäusser, I.; Lefebvre, G.; Gauffre, B.; Vialatte, A.; Calatayud, F.; Gil-Tena, A.; Tischendorf, L.; Mitchell, S.; Lindsay, K.; Georges, R.; Hilaire, S.; Recasens, J.; Sole-Senan, X.O.; Robleno, I.; Bosch, J.; Barrientos, J.A.; Ricarte, A.; Marcos-García, M.A.; Minano, J.; Mathevet, R.; Gibon, A.; Baudry, J.; Balent, G.; Poulin, B.; Burel, F.; Tschardtke, T.; Bretagnolle, V.; Siriwardena, G.; Ouin, A.; Brotons, L.; Martin, J.L.; Fahrig, L., (2019). Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116 (33): 16442-16447. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116>
- Smith, H.; Firbank, L.G.; Macdonald, D.W., (1999). Uncropped edges of arable fields managed for biodiversity do not increase weed occurrence in adjacent crops. *Biological Conservation*, 89 (1): 107-111. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00125-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00125-6)
- Soti, V.; Tran, A.; Goebel, F.R., (2018). Potential of remote-sensing images to study the effect of natural vegetation on the spatial distribution of greyback canegrub, *Dermolepida albohirtum*, in Australia. *International Sugar Journal*, 120 (1430): 144-148.
- Sperber, C.F.; Nakayama, K.; Valverde, M.J.; Neves, F.D., (2004). Tree species richness and density affect parasitoid diversity in cacao agroforestry. *Basic and Applied Ecology*, 5 (3): 241-251. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2004.04.001>
- Sunderland, K.; Samu, F., (2000). Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 95 (1): 1-13. <https://doi.org/10.1046/j.1570-7458.2000.00635.x>
- Susi, H.; Laine, A.L., (2021). Agricultural land use disrupts biodiversity mediation of virus infections in wild plant populations. *New Phytologist*, 230 (6): 2447-2458. <https://doi.org/10.1111/nph.17156>
- Sutter, L.; Amato, M.; Jeanneret, P.; Albrecht, M., (2017). Overwintering arthropod assemblages across and within habitats of a Swiss agricultural landscape. *Proceedings of the 7th meeting IOBC-WPRS*. Dundee (Scotland, UK). 63-67. https://www.iobc-wprs.org/members/shop_en.cfm?mod_Shop_detail_produkte=168
- Sutter, L.; Albrecht, M.; Jeanneret, P., (2018). Landscape greening and local creation of wildflower strips and hedgerows promote multiple ecosystem services. *Journal of Applied Ecology*, 55 (2): 612-620. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12977>
- Tamburini, G.; Bommarco, R.; Wanger, T.C.; Kremen, C.; van der Heijden, M.G.A.; Liebman, M.; Hallin, S., (2020). Agricultural diversification promotes multiple ecosystem services without compromising yield. *Science Advances*, 6 (45): 8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aba1715>
- Tixier, M.S.; Kreiter, S.; Auger, P.; Weber, M., (1998). Colonization of Languedoc vineyards by phytoseiid mites (Acari : Phytoseiidae): influence of wind and crop environment. *Experimental & Applied Acarology*, 22 (9): 523-542. <https://doi.org/10.1023/a:1006085723427>
- Toivonen, M.; Herzon, I.; Rajanen, H.; Toikkanen, J.; Kuussaari, M., (2019). Late flowering time enhances insect pollination of turnip rape. *Journal of Applied Ecology*, 56 (5): 1164-1175. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13349>
- Tonina, L.; Mori, N.; Sancassani, M.; Dall'Ara, P.; Marini, L., (2018). Spillover of *Drosophila suzukii* between noncrop and crop areas: implications for pest management. *Agricultural and Forest Entomology*, 20 (4): 575-581. <https://doi.org/10.1111/afe.12290>
- Trichard, A.; Alignier, A.; Biju-Duval, L.; Petit, S., (2013). The relative effects of local management and landscape context on weed seed predation and carabid functional groups. *Basic and Applied Ecology*, 14 (3): 235-245. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2013.02.002>
- Tschardtke, T.; Tylanakis, J.M.; Rand, T.A.; Didham, R.K.; Fahrig, L.; Batary, P.; Bengtsson, J.; Clough, Y.; Crist, T.O.; Dormann, C.F.; Ewers, R.M.; Frund, J.; Holt, R.D.; Holzschuh, A.; Klein, A.M.; Kleijn, D.; Kremen, C.; Landis, D.A.; Laurance, W.; Lindenmayer, D.; Scherber, C.; Sodhi, N.; Steffan-Dewenter, I.; Thies, C.; van der Putten, W.H.; Westphal, C., (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews*, 87 (3): 661-685. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x>

- Tschumi, M.; Albrecht, M.; Entling, M.H.; Jacot, K., (2015). High effectiveness of tailored flower strips in reducing pests and crop plant damage. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 282 (1814): 189-196. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1369>
- Tschumi, M.; Albrecht, M.; Bartschi, C.; Collatz, J.; Entling, M.H.; Jacot, K., (2016). Perennial, species-rich wildflower strips enhance pest control and crop yield. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 220: 97-103. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.001>
- Tschumi, M.; Albrecht, M.; Collatz, J.; Dubsy, V.; Entling, M.H.; Najjar-Rodriguez, A.J.; Jacot, K., (2016a). Tailored flower strips promote natural enemy biodiversity and pest control in potato crops. *Journal of Applied Ecology*, 53 (4): 1169-1176. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12653>
- Varchola, J.M.; Dunn, J.P., (2001). Influence of hedgerow and grassy field borders on ground beetle (Coleoptera : Carabidae) activity in fields of corn. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 83 (1-2): 153-163. [https://doi.org/10.1016/s0167-8809\(00\)00249-8](https://doi.org/10.1016/s0167-8809(00)00249-8)
- Vialatte, A.; Tsafack, N.; Al Hassan, D.; Duflot, R.; Plantegenest, M.; Ouin, A.; Villenave-Chasset, J.; Ernoult, A., (2017). Landscape potential for pollen provisioning for beneficial insects favours biological control in crop fields. *Landscape Ecology*, 32 (3): 465-480. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0481-8>
- Wäckers, F.L.; van Rijn, P.C.J., (2012). Pick and Mix: Selecting Flowering Plants to Meet the Requirements of Target Biological Control Insects. *Biodiversity and Insect Pests*. 139-165. <https://doi.org/10.1002/9781118231838.ch9>
- Wang, Z.J.; Wu, J.G.; Shang, H.W.; Cheng, J.A., (2011). Landscape Connectivity Shapes the Spread Pattern of the Rice Water Weevil: A Case Study from Zhejiang, China. *Environmental Management*, 47 (2): 254-262. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9595-y>
- Wang, M.N.; Axmacher, J.C.; Yu, Z.R.; Zhang, X.Z.; Duan, M.C.; Wu, P.L.; Zou, Y.; Liu, Y.H., (2021). Perennial crops can complement semi-natural habitats in enhancing ground beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity in agricultural landscapes. *Ecological Indicators*, 126: 10. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107701>
- Weier, S.M.; Grass, I.; Linden, V.M.G.; Tscharrntke, T.; Taylor, P.J., (2018). Natural vegetation and bug abundance promote insectivorous bat activity in macadamia orchards, South Africa. *Biological Conservation*, 226: 16-23. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.017>
- White, J.; Horskins, K.; Wilson, J., (1998). The control of rodent damage in Australian macadamia orchards by manipulation of adjacent non-crop habitats. *Crop Protection*, 17 (4): 353-357. [https://doi.org/10.1016/s0261-2194\(98\)00028-3](https://doi.org/10.1016/s0261-2194(98)00028-3)
- Wilson, H.; Miles, A.F.; Daane, K.M.; Altieri, M.A., (2015). Landscape Diversity and Crop Vigor Influence Biological Control of the Western Grape Leafhopper (*E. elegantula* Osborn) in Vineyards. *Plos One*, 10 (11): 19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141752>
- Woodcock, B.A.; Redhead, J.; Vanbergen, A.J.; Hulmes, L.; Hulmes, S.; Peyton, J.; Nowakowski, M.; Pywell, R.F.; Heard, M.S., (2010). Impact of habitat type and landscape structure on biomass, species richness and functional diversity of ground beetles. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 139 (1-2): 181-186. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.07.018>
- Wu, Y.H.; Cai, Q.N.; Lin, C.W.; Chen, Y.B.; Li, Y.Y.; Cheng, X., (2009). Responses of ground-dwelling spiders to four hedgerow species on sloped agricultural fields in Southwest China. *Progress in Natural Science-Materials International*, 19 (3): 337-346. <https://doi.org/10.1016/j.pnsc.2008.05.032>
- Yan, X.; Waweru, B.; Qiu, X.H.; Hategekimana, A.; Kajuga, J.; Li, H.M.; Edgington, S.; Umulisa, C.; Han, R.C.; Toepfer, S., (2016). New entomopathogenic nematodes from semi-natural and small-holder farming habitats of Rwanda. *Biocontrol Science and Technology*, 26 (6): 820-834. <https://doi.org/10.1080/09583157.2016.1159658>
- Yasuda, M.; Mitsunaga, T.; Takeda, A.; Tabuchi, K.; Oku, K.; Yasuda, T.; Watanabe, T., (2011). Comparison of the effects of landscape composition on two mirid species in Japanese rice paddies. *Applied Entomology and Zoology*, 46 (4): 519-525. <https://doi.org/10.1007/s13355-011-0071-9>
- Zhao, Z.; Reddy, G.V.P., (2019). Semi-natural habitats mediate influence of inter-annual landscape variation on cereal aphid-parasitic wasp system in an agricultural landscape. *Biological Control*, 128: 17-23. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2018.09.011>

Zumoffen, L.; Salto, C.; Salvo, A., (2012). Preliminary study on parasitism of aphids (Hemiptera: Aphididae) in relation to characteristics of alfalfa fields (*Medicago sativa* L.) in the Argentine Pampas. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 159: 49-54. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.06.019>

Zumoffen, L.; Signorini, M.; Salvo, A., (2018). Bidirectional movement of aphid parasitoids (Braconidae: Aphidiinae) between crops and non-crop plants in agroecosystems of central Argentina. *Applied Entomology and Zoology*, 53 (1): 1-9. <https://doi.org/10.1007/s13355-017-0520-1>

Section 3.8

Aban, C.L.; Verdenelli, R.; Gil, S.V.; Huidobro, D.J.; Meriles, J.M.; Brandan, C.P., (2021). Service crops improve a degraded monoculture system by changing common bean rhizospheric soil microbiota and reducing soil-borne fungal diseases. *Fems Microbiology Ecology*, 97 (2): 15. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiaa258>

Alignier, A.; Sole-Senan, X.O.; Robleno, I.; Baraibar, B.; Fahrig, L.; Giral, D.; Gross, N.; Martin, J.L.; Recasens, J.; Sirami, C.; Siriwardena, G.; Baillod, A.B.; Bertrand, C.; Carrie, R.; Hass, A.; Henckel, L.; Miguët, P.; Badenhäusser, I.; Baudry, J.; Bota, G.; Bretagnolle, V.; Brotons, L.; Burel, F.; Calatayud, F.; Clough, Y.; Georges, R.; Gibon, A.; Girard, J.; Lindsay, K.; Minano, J.; Mitchell, S.; Patry, N.; Poulin, B.; Tschardtke, T.; Vialatte, A.; Violle, C.; Yaverscovski, N.; Batary, P., (2020). Configurational crop heterogeneity increases within-field plant diversity. *Journal of Applied Ecology*, 57 (4): 654-663. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13585>

Baudry, J.; Alignier, A.; Thomas, Z., (2017). Interdisciplinarité et représentation de la complexité des systèmes socio-écologiques : recherches sur la zone atelier Armorique★. *Natures, Sciences, Sociétés*, 25: S50-S54. <https://doi.org/10.1051/nss/2017032>

Berg, G.; Koberl, M.; Rybakova, D.; Müller, H.; Grosch, R.; Smalla, K., (2017). Plant microbial diversity is suggested as the key to future biocontrol and health trends. *Fems Microbiology Ecology*, 93 (5): 9. <https://doi.org/10.1093/femsec/fix050>

Bertness, M.D.; Callaway, R., (1994). Positive interactions in communities. *Trends in Ecology & Evolution*, 9 (5): 191-193. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(94\)90088-4](https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90088-4)

Betencourt, E.; Duputel, M.; Colomb, B.; Desclaux, D.; Hinsinger, P., (2012). Intercropping promotes the ability of durum wheat and chickpea to increase rhizosphere phosphorus availability in a low P soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 46: 181-190. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.11.015>

Bretagnolle, V.; Berthet, E.; Gross, N.; Gauffre, B.; Plumejeaud, C.; Houte, S.; Badenhäusser, I.; Monceau, K.; Allier, F.; Monestiez, P.; Gaba, S., (2018). Towards sustainable and multifunctional agriculture in farmland landscapes: Lessons from the integrative approach of a French LTSER platform. *Science of the Total Environment*, 627: 822-834. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.142>

Brooker, R.; Kikvidze, Z.; Pugnaire, F.I.; Callaway, R.M.; Choler, P.; Lortie, C.J.; Michalet, R., (2005). The importance of importance. *Oikos*, 109 (1): 63-70. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13557.x>

Chevalier, H., (2019). *Suivi Temporel des Oiseaux Communs (STOC) Bilan 2018*: RNR Loire bourguignonne. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.26498.76482>

Dedryver, C.A.; Le Ralec, A.; Fabre, F., (2010). The conflicting relationships between aphids and men: A review of aphid damage and control strategies. *Comptes Rendus Biologies*, 333 (6-7): 539-553. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2010.03.009>

Delattre, T.; Memah, M.-M.; Franck, P.; Valsesia, P.; Lavigne, C., (2022). Best organic farming deployment scenarios for pest control: a modeling approach. *bioRxiv*. 2022.05.31.494006. <https://doi.org/10.1101/2022.05.31.494006>

Etienne, L.; Franck, P.; Lavigne, C.; Papaix, J.; Tolle, P.; Ostandie, N.; Rusch, A., (2022). Pesticide use in vineyards is affected by semi-natural habitats and organic farming share in the landscape. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 333: 11. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107967>

Grime, J.P., (1973). Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*, 242 (5396): 344-347. <https://doi.org/10.1038/242344a0>

Hallmann, C.A.; Sorg, M.; Jongejans, E.; Siepel, H.; Hofland, N.; Schwan, H.; Stenmans, W.; Müller, A.; Sumser, H.; Horren, T.; Goulson, D.; de Kroon, H., (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *Plos One*, 12 (10): 21. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>

- He, H.-m.; Liu, L.-n.; Munir, S.; Bashir, N.H.; Wang, Y.; Yang, J.; Li, C.-y., (2019). Crop diversity and pest management in sustainable agriculture. *Journal of Integrative Agriculture*, 18 (9): 1945-1952. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(19\)62689-4](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(19)62689-4)
- Leenhardt, S.; Mamy, L.; Pesce, S.; Sanchez, W.; Achard, A.L.; Amichot, M.; Artigas, J.; Aviron, S.; Barthélémy, C.; Beaudouin, R.; Bedos, C.; Bérard, A.; Berny, P.; Bertrand, C.; Bertrand, C.; Betoulle, S.; Bureau-Point, È.; Charles, S.; Chaumot, A.; Chauvel, B.; Coeurdassier, M.; Corio-Costet, M.-F.; Coutellec, M.-A.; Crouzet, O.; Doussan, I.; Fabure, J.; Fritsch, C.; Gallai, N.; Gonzalez, P.; Gouy, V.; Hedde, M.; Langlais, A.; Le Bellec, F.; Leboulanger, C.; Le Gall, M.; Le Perchec, S.; Margoum, C.; Martin-Laurent, F.; Mongruel, R.; Morin, S.; Mougín, C.; Munaron, D.; Nelieu, S.; Pélosi, C.; Rault, M.; Sabater, S.; Stachowski-Haberkorn, S.; Sucre, E.; Thomas, M.; Tournèze, J., (2022). *Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques. Synthèse de l'expertise scientifique collective*: INRAE - IFREMER Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer, 136 p. <https://doi.org/10.17180/gfkj-e861>
- Maalouly, M.; Franck, P.; Bouvier, J.C.; Toubon, J.F.; Lavigne, C., (2013). Codling moth parasitism is affected by semi-natural habitats and agricultural practices at orchard and landscape levels. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 169: 33-42. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.02.008>
- Maglione, R.; Ciotola, M.; Cadieux, M.; Toussaint, V.; Laforest, M.; Kembel, S.W., (2022). Winter Rye Cover Cropping Changes Squash (*Cucurbita pepo*) Phyllosphere Microbiota and Reduces *Pseudomonas syringae* Symptoms. *Phytobiomes Journal*, 6 (1): 3-12. <https://doi.org/10.1094/ptbiomes-04-21-0029-r>
- Martin, A.R.; Cadotte, M.W.; Isaac, M.E.; Milla, R.; Vile, D.; Violle, C., (2019). Regional and global shifts in crop diversity through the Anthropocene. *Plos One*, 14 (2): 18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0209788>
- Monteiro, L.B.; Lavigne, C.; Ricci, B.; Franck, P.; Toubon, J.F.; Sauphanor, B., (2013). Predation of codling moth eggs is affected by pest management practices at orchard and landscape levels. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 166: 86-93. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.012>
- Muneret, L.; Mitchell, M.; Seufert, V.; Aviron, S.; Djoudi, E.; Petillon, J.; Plantegenest, M.; Thiery, D.; Rusch, A., (2018). Evidence that organic farming promotes pest control. *Nature Sustainability*, 1 (7): 361-368. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0102-4>
- Ouin, A.; Andrieu, E.; Vialatte, A.; Balent, G.; Barbaro, L.; Blanco, J.; Ceschia, E.; Clement, F.; Fauvel, M.; Gallai, N.; Hewison, A.J.M.; Jean-François, D.; Kephaliacos, C.; Macary, F.; Probst, A.; Probst, J.-L.; Ryschawy, J.; Sheeren, D.; Sourdril, A.; Tallec, T.; Verheyden, H.; Sirami, C., (2021). Chapter Two - Building a shared vision of the future for multifunctional agricultural landscapes. Lessons from a long term socio-ecological research site in south-western France. In: Bohan, D.A.; Dumbrell, A.J.; Vanbergen, A.J., eds. *Advances in Ecological Research*. Academic Press, 57-106. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2021.05.001>
- Petit, S.; Muneret, L.; Carbonne, B.; Hannachi, M.; Ricci, B.; Rusch, A.; Lavigne, C., (2020). Landscape-scale expansion of agroecology to enhance natural pest control: A systematic review. In: Bohan, D.A.; Vanbergen, A.J., eds. *Advances in Ecological Research: The Future of Agricultural Landscapes, Part I*. Academic Press 1, 1-48. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2020.09.001>
- Reiss, E.R.; Drinkwater, L.E., (2018). Cultivar mixtures: a meta-analysis of the effect of intraspecific diversity on crop yield. *Ecological Applications*, 28 (1): 62-77. <https://doi.org/10.1002/eap.1629>
- Wille, L.; Messmer, M.M.; Studer, B.; Hohmann, P., (2019). Insights to plant-microbe interactions provide opportunities to improve resistance breeding against root diseases in grain legumes. *Plant Cell and Environment*, 42 (1): 20-40. <https://doi.org/10.1111/pce.13214>

Annexe 3-1. Requêtes utilisées pour interroger le Web of Science

Question centrale de l'ESCO, l'effet des différents modes de diversification sur la régulation des bioagresseurs (sections 3.2 à 3.7 du Chapitre 3) a été renseigné à partir de la littérature scientifique internationale collectée selon la méthodologie décrite en Encadré 3-1. La présente annexe présente les requêtes élaborées par les experts auteurs du Chapitre 3 en interaction avec la documentaliste et la coordinatrice pour interroger le Web of Science (WoS).

Les requêtes sont structurées schématiquement en combinant des composantes de mots-clefs de la façon suivante :

[« *mode de diversification* »] AND [« *bioagresseurs* » OR « *ennemis naturels* »] AND [« *milieu agricole* »]

Les composantes « *bioagresseurs* », « *ennemis naturels* » et « *milieu agricole* » sont communes à tous les modes de diversification. En combinant ces trois composantes, la première partie des requêtes a pour objectif de collecter l'ensemble des articles évoquant les notions de bioagresseurs des cultures et/ou d'ennemis naturels de ces bioagresseurs. La composante « *milieu agricole* » sert à éliminer les articles traitant de milieux non en lien avec l'agriculture).

La composante « *mode de diversification* » varie selon les requêtes puisqu'elle est spécifique à chaque mode de diversification. Croisée avec la partie commune, elle permet de cibler les articles traitant plus spécifiquement du lien entre (i) la diversité végétale selon ses différentes déclinaisons et (ii) les bioagresseurs des cultures et/ou leurs ennemis naturels.

Une (ou plusieurs) requête spécifique à chaque mode de diversification a ainsi été élaborée, afin de constituer un corpus bibliographique par mode de diversification (certains articles pouvant être inclus dans plusieurs corpus). Ces requêtes ont été élaborées et affinées de manière itérative entre experts, documentaliste et cheffe de projet. Ainsi, une première requête a d'abord été établie pour chaque mode de diversification, et ses résultats triés (passage en revue des titres et résumés) afin d'en évaluer la pertinence. Sur la base de ce diagnostic, un travail d'ajustement des mots-clefs a ensuite été réalisé au cas par cas, et des versions uniques des trois composantes transversales « *bioagresseurs* », « *ennemis naturels* » et « *milieu agricole* » ont été établies. Le WoS a été interrogé une seconde fois avec ces versions actualisées des requêtes afin de compléter les résultats des premières interrogations.

Selon la quantité de références collectée par chaque requête et une estimation du bruit associé (par exemple articles hors sujet collectés du fait du double sens de certains mots-clefs), un ajustement de la manière d'interroger le WoS a également été réalisé en réduisant les champs interrogés. Ainsi, afin de ne collecter que des articles dont l'objet principal est la diversification végétale (et non ceux ne mentionnant la diversification que comme élément de contexte ou de perspectives), les mots-clefs « *mode de diversification* » n'ont dans certains cas été recherchés que dans les champs Titre (TI) et Author Keywords (AK) des articles.

Enfin, un filtre a été appliqué aux interrogations WoS pour ne retenir que les documents de types articles, *reviews*, ouvrages ou chapitres d'ouvrages.

Section 3.2 : Diversité génétique intra-spécifique intra-parcellaire de la végétation cultivée

TS⁴⁹=(("variet* mixture*" OR "variet* blend*" OR "mixture* of variet*" OR "mix* variet*" OR "associat* variet*" OR "variet* associat*" OR "variet* blend*" OR "associat* of variet*" OR "richness of variet*" OR "variet* divers*" OR "variet* richness*" OR "within field* mixture*" OR "intrafield* mixture*" OR "within field* diversification*" OR "intrafield* diversification*" OR "within field* heterogene*" OR "intrafield* heterogene*" OR "within field* richness*" OR "intrafield* richness*" OR "open pollinated variet*" OR ("crop mixture\$" NOT "cover crop") OR "plant\$ interspecific" OR "interspecific plant\$") OR ("cultivar* mixture*" OR "cultivar* blend*" OR "mixture* of cultivar*" OR "mix* cultivar*" OR "associat* cultivar*" OR "cultivar* associat*" OR "cultivar* blend*" OR "associat* of cultivar*" OR "richness of cultivar*" OR "cultivar* divers*" OR "cultivar* richness*" OR "open pollinated cultivar*") OR (("genotype* mixture*" OR "genotype* blend*" OR "mixture* of genotype*" OR "mix* genotype*" OR "associat* genotype*" OR "genotype* associat*" OR "genotype* blend*" OR "associat* of genotype*" OR "richness of genotype*" OR "genotype* divers*" OR "genotype* richness*" OR "open pollinated genotype*") NEAR/4 (plant* OR crop* OR field\$ OR vegeta* OR agr*)) OR (multiline cultivar))

AND TS=(pest\$ OR "natural enem*" OR auxiliar* OR (beneficia* NEAR/4 (organ* OR microorgan* OR insect* OR fung* OR bact* OR nemato* OR plant\$)) OR parasit* OR predator* OR "biological control" OR biocontrol OR (parasi* AND nemato*) OR disease* OR weed* OR pathogen* OR "farmland plant*" OR herbivor* OR "spontaneous veget* cover" OR phytophagous OR entomophagous OR epidem*)

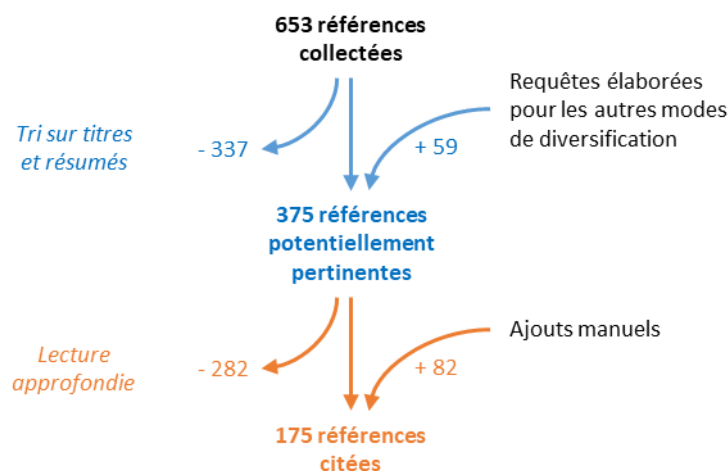
AND TS=(plant\$ OR crop\$ OR field\$ OR vegeta* OR agr* OR cereal\$ OR wheat OR barley OR oat OR rape OR maize OR corn OR fruit OR vegetable\$ OR tree\$ OR fores\$ OR grassland\$ OR orchard\$ OR vine)

NOT TS=(medic* OR clinic* OR pharmacol* OR psych* OR schizophren* OR neuro* OR blood\$ OR bone\$ OR osteo* OR cancer OR cardia* OR pulm* OR veterin* OR animal\$ OR pulsed-fiel* OR endoscop*)

TI-AB-AK=("variet* mixture*" OR "variet* blend*" OR "mixture* of variet*" OR "mix* variet*" OR "associat* variet*" OR "variet* associat*" OR "variet* blend*" OR "associat* of variet*" OR "richness of variet*" OR "variet* divers*" OR "variet* richness*" OR "within field* mixture*" OR "intrafield* mixture*" OR "within field* diversification*" OR "intrafield* diversification*" OR "within field* heterogene*" OR "intrafield* heterogene*" OR "within field* richness*" OR "intrafield* richness*" OR "open pollinated variet*" OR "cultivar* mixture*" OR "cultivar* blend*" OR "mixture* of cultivar*" OR "mix* cultivar*" OR "associat* cultivar*" OR "cultivar* associat*" OR "cultivar* blend*" OR "associat* of cultivar*" OR "richness of cultivar*" OR "cultivar* divers*" OR "cultivar* richness*" OR "open pollinated cultivar*" OR "genotype* mixture*" OR "genotype* blend*" OR "mixture* of genotype*" OR "mix* genotype*" OR "associat* genotype*" OR "genotype* associat*" OR "genotype* blend*" OR "associat* of genotype*" OR "richness of genotype*" OR "genotype* divers*" OR "genotype* richness*" OR "open pollinated genotype*" OR "multiline cultivar\$" OR ("crop mixture\$" NOT "cover crop") OR "plant\$ interspecific" OR "interspecific plant\$")

AND TI-AB-AK=((pest\$ OR "insect herbivor*" OR "parasitic plant\$" OR Orobanche OR broomrape OR "broom-rape" OR cuscuta OR dodder OR striga OR witchweed OR nematod* OR pathogen* OR disease* OR epidem* OR weed\$ OR "farmland plant\$" OR "arable plant\$" OR "segetal plant\$" OR "spontaneous veget* cover" OR herbivor* OR phytophagous OR entomophagous) OR ("natural enem*" OR auxiliar* OR "beneficia* organ*" OR "beneficia* microorgan*" OR "beneficia* arthropod*" OR "beneficia* insect*" OR "beneficia* fung*" OR "beneficia* bact*" OR "beneficia* nemato*" OR "beneficia* plant\$" OR parasitoid\$ OR "top down control" OR "avian insectivory" OR predator* OR "biological control agent\$"))

AND TI-AB-AK=(crop\$ OR agro* OR agri* OR "cultiv* field\$" OR "cultiv* plant\$" OR "cultiv* vegeta*" OR cereal\$ OR wheat OR barley OR oat\$ OR rape OR maize OR corn OR fruit\$ OR vegetable\$ OR orchard\$ OR vine* OR rice OR sorghum OR millet OR rye OR triticale OR fonio OR potato* OR beet OR beetroot\$ OR "sugar cane" OR sugarcane OR oilcrop\$ OR "oil crop\$" OR oleaginous OR soy\$bean* OR soya* OR sunflower\$ OR pea OR peas OR "faba bean*" OR lupin\$ OR alfalfa)



⁴⁹ TS (Topic) = Title (TI) OR Abstract (AB) OR Author Keywords (AK) OR Keyword Plus ® (KP)

Section 3.3 : Effets de la diversité génétique interspécifique intra-parcellaire de la végétation cultivée

TI-AK=(*substitutive design* OR *replacement design* OR *additive design* OR *plant species blend* OR *plant species richness* OR *plant species composition* OR *associational resistance* OR *associational susceptibility* OR *crop* mixture* OR *crop* blend* OR *mixture* of crop* OR *mixed crop* OR *associated crop* OR *association* of crop* OR *cultivated species mixture* OR *cultivated species blend* OR *mixture\$ of cultivated species* OR *crop* heterogen* OR *crop* richness* OR *richness of crop* OR *companion plant* OR *companion crop* OR *trap plant* OR *trap crop* OR *service plant* OR *service crop*)

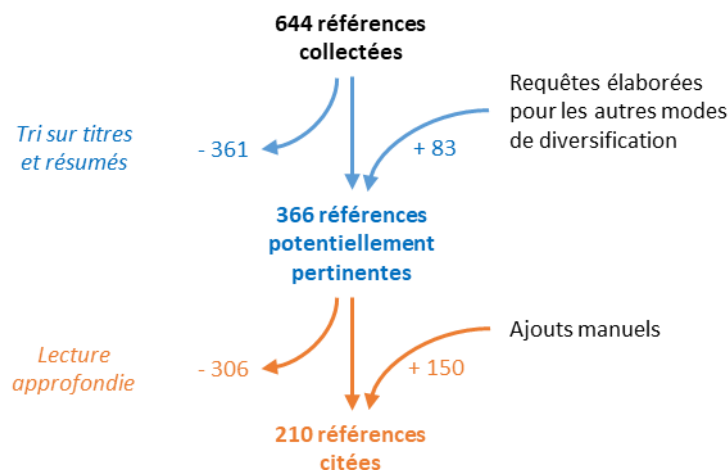
AND TI-AB-AK=((*pest* OR *insect herbivor** OR *parasitic plant* OR *Orobanche* OR *broomrape* OR *broom-rape* OR *cuscuta* OR *dodder* OR *striga* OR *witchweed* OR *nematod** OR *pathogen** OR *disease** OR *epidem** OR *weed* OR *farmland plant* OR *arable plant* OR *segetal plant* OR *spontaneous veget* cover* OR *herbivor** OR *phytophagous* OR *entomophagous* OR (*natural enem** OR *auxiliar** OR *beneficia* organ** OR *beneficia* microorgan** OR *beneficia* arthropod** OR *beneficia* insect** OR *beneficia* fung** OR *beneficia* bact** OR *beneficia* nemato** OR *beneficia* plant* OR *parasitoid* OR *top down control* OR *avian insectivory* OR *predator** OR *biological control agent*))

AND TI-AB-AK=(*crop* OR *agro** OR *agri** OR *cultiv* field* OR *cultiv* plant* OR *cultiv* vegeta** OR *cereal* OR *wheat* OR *barley* OR *oat* OR *rape* OR *maize* OR *corn* OR *fruit* OR *vegetable* OR *orchard* OR *vine** OR *rice* OR *sorghum* OR *millet* OR *rye* OR *triticales* OR *fonio* OR *potato** OR *beet* OR *beetroot* OR *sugar cane* OR *sugarcane* OR *oilcrop* OR *oil crop* OR *oleaginous* OR *soy\$bean** OR *soya** OR *sunflower* OR *pea* OR *peas* OR *faba bean** OR *lupin* OR *alfalfa*)

TI-AK=(*agroforest**) AND TI-AB-AK=(*pest reduc** OR *pest regul** OR *pest control** OR *pest manag** OR *pest eradicat** OR *pest suppr** OR *weed reduc** OR *weed regul** OR *weed control** OR *weed manag** OR *weed eradicat** OR *weed suppr** OR *insect reduc** OR *insect regul** OR *insect control** OR *insect manag** OR *insect eradicat** OR *insect suppr** OR *disease reduc** OR *disease regul** OR *disease control** OR *disease manag** OR *disease eradicat** OR *disease suppr** OR *pathogen reduc** OR *pathogen regul** OR *pathogen control** OR *pathogen manag** OR *pathogen eradicat** OR *pathogen suppr** OR *biological control** OR *biocontrol**)

AND TI-AB-AK=((*pest* OR *insect herbivor** OR *parasitic plant* OR *Orobanche* OR *broomrape* OR *broom-rape* OR *cuscuta* OR *dodder* OR *striga* OR *witchweed* OR *nematod** OR *pathogen** OR *disease** OR *epidem** OR *weed* OR *farmland plant* OR *arable plant* OR *segetal plant* OR *spontaneous veget* cover* OR *herbivor** OR *phytophagous* OR *entomophagous* OR (*natural enem** OR *auxiliar** OR *beneficia* organ** OR *beneficia* microorgan** OR *beneficia* arthropod** OR *beneficia* insect** OR *beneficia* fung** OR *beneficia* bact** OR *beneficia* nemato** OR *beneficia* plant* OR *parasitoid* OR *top down control* OR *avian insectivory* OR *predator** OR *biological control agent*))

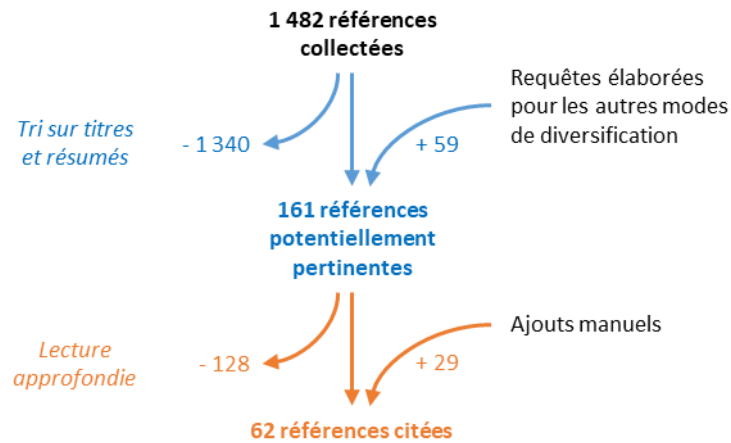
AND TI-AB-AK=(*crop* OR *agro** OR *agri** OR *cultiv* field* OR *cultiv* plant* OR *cultiv* vegeta** OR *cereal* OR *wheat* OR *barley* OR *oat* OR *rape* OR *maize* OR *corn* OR *fruit* OR *vegetable* OR *orchard* OR *vine** OR *rice* OR *sorghum* OR *millet* OR *rye* OR *triticales* OR *fonio* OR *potato** OR *beet* OR *beetroot* OR *sugar cane* OR *sugarcane* OR *oilcrop* OR *oil crop* OR *oleaginous* OR *soy\$bean** OR *soya** OR *sunflower* OR *pea* OR *peas* OR *faba bean** OR *lupin* OR *alfalfa*)



Section 3.4 : Effets combinés de la configuration spatiale et de la composition biologique de la végétation intra-parcellaire

TS=("relay intercrop*" Or "relay-strip intercrop*" Or "sowing design\$" Or "plantation design\$" Or "plant* arrangement\$" Or "spatio-temporal arrangement\$" Or "substitutive design\$" Or "replacement design\$" Or "additive design\$" Or "beetle bank\$" Or "sown strip\$" Or "flower strip\$" Or alley\$ Or "hedge row\$" Or hedgerow\$ Or "margin strip\$" Or "band pattern\$" Or "strip pattern\$" Or "row pattern\$" Or "mix pattern\$" Or "field margin\$" Or "field border\$" Or "border plant\$")

AND TS=(pest\$ Or "natural enem*" Or auxiliar* Or beneficia*OR parasit* Or predator* Or "biological control" Or biocontrol Or (parasi* AND nemato*) Or weed* Or pathogen* Or "farmland plant*" Or herbivor*OR "spontaneous veget* cover" Or phytophagous Or entomophagous)



Section 3.5 : Effets de la diversité temporelle de la végétation au sein de la parcelle (rotations)

TI-AK=("crop rotation\$" OR "crop sequence\$" OR "continuous crop*" OR "multiple crop*" OR monocrop* OR "catch crop\$" OR "relay crop*" OR intercrop* OR "cover crop\$" OR "living mulch*" OR "green manure\$" OR fallow\$) AND TI-AK=("Long term" OR temporal* OR succession\$ OR rotation\$ OR continuous OR sequence\$)

AND TI-AB-AK=((pest\$ OR "insect herbivor*" OR "parasitic plant\$" OR Orobanche OR broomrape OR "broom-rape" OR cuscuta OR dodder OR striga OR witchweed OR nematod* OR pathogen* OR disease* OR epidem* OR weed\$ OR "farmland plant\$" OR "arable plant\$" OR "segetal plant\$" OR "spontaneous veget* cover" OR herbivor* OR phytophagous OR entomophagous) OR ("natural enem*" OR auxiliar* OR "beneficia* organ*" OR "beneficia* microorgan*" OR "beneficia* arthropod*" OR "beneficia* insect*" OR "beneficia* fung*" OR "beneficia* bact*" OR "beneficia* nemato*" OR "beneficia* plant\$" OR parasitoid\$ OR "top down control" OR "avian insectivory" OR predator* OR "biological control agent\$"))

AND TI-AB-AK=(crop\$ OR agro* OR agri* OR "cultiv* field\$" OR "cultiv* plant\$" OR "cultiv* vegeta*" OR cereal\$ OR wheat OR barley OR oat\$ OR rape OR maize OR corn OR fruit\$ OR vegetable\$ OR orchard\$ OR vine* OR rice OR sorghum OR millet OR rye OR triticales OR fonio OR potato* OR beet OR beetroot\$ OR "sugar cane" OR sugarcane OR oilcrop\$ OR "oil crop\$" OR oleaginous OR soy\$bean* OR soya* OR sunflower\$ OR pea OR peas OR "faba bean*" OR lupin\$ OR alfalfa)

TI-AB=("crop rotation\$" OR "crop sequence\$" OR "continuous crop*" OR "multiple crop*" OR monocrop* OR "catch crop\$" OR intercrop* OR "relay crop*" OR "cover crop\$" OR "living mulch*" OR "green manure\$" OR fallow\$) AND TI-AB=("block crop*" OR adjacen* OR coordin*)

AND TS=(pest\$ OR "natural enem*" OR auxiliar* OR (beneficia* NEAR/4 (organ* OR microorgan* OR insect* OR fung* OR bact* OR nemato* OR plant\$)) OR parasit* OR predator* OR "biological control" OR biocontrol OR (parasi* AND nemato* OR disease* OR weed* OR pathogen* OR "farmland plant*" OR herbivor* OR "spontaneous veget* cover" OR phytophagous OR entomophagous OR epidem*))

AND TS=(plant* OR crop* OR field\$ OR vegeta* OR agr* OR cereal\$ OR wheat OR barley OR oat OR rape OR maize OR corn OR fruit\$ OR vegetable\$ OR tree\$ OR fores\$ OR grassland\$ OR orchard\$ OR vine*)

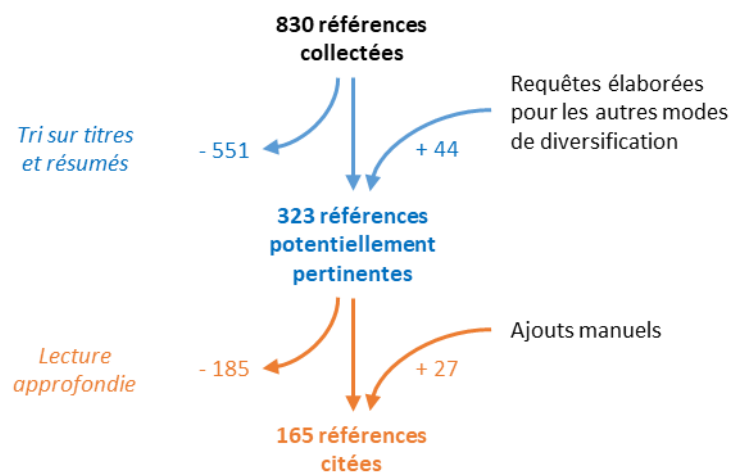
NOT TS=(medic* OR clinic* OR pharmacol* OR psych* OR schizopren* OR neuro* OR blood\$ OR bone\$ OR osteo* OR cancer OR cardia* OR pulm* OR veterin* OR animal\$ OR pulsed-fiel* OR endoscop*)

TI-AB=("crop rotation\$" OR "crop sequence\$" OR "continuous crop*" OR intercrop* OR "multiple crop*" OR monocrop* OR "catch crop\$" OR "cover crop\$" OR "relay crop*" OR "living mulch*" OR "green manure\$" OR fallow\$) AND TS=(composition\$ OR mosaic\$ OR patchwork\$ OR divers* OR heterogene* OR deploy* OR "trade off" OR specialization\$ OR "plot\$ size*" OR "plot\$ shape*" OR "field\$ size*" OR "field\$ shape*" OR configuration\$ OR "border\$ plant*" OR patch\$ OR "spatial organization" OR fragmentation\$ OR complexit* OR pattern\$ OR arrangement\$ OR disposition\$ OR "perimeter area ratio" OR "genotype unit area" OR (spatial* AND heterogene*)) AND TS=(crop* OR cultivar* OR varietie*) AND TI=(landscape\$ OR regional* OR "between field\$" OR "agro ecosystem\$" OR agroecosystem\$ OR ecosystem\$ OR interface\$ OR "large scale\$")

AND TS=(pest\$ OR "natural enem*" OR auxiliar* OR (beneficia* NEAR/4 (organ* OR microorgan* OR insect* OR fung* OR bact* OR nemato* OR plant\$)) OR parasit* OR predator* OR "biological control" OR biocontrol OR (parasi* AND nemato* OR disease* OR weed* OR pathogen* OR "farmland plant*" OR herbivor* OR "spontaneous veget* cover" OR phytophagous OR entomophagous OR epidem*))

AND TS=(plant* OR crop* OR field\$ OR vegeta* OR agr* OR cereal\$ OR wheat OR barley OR oat OR rape OR maize OR corn OR fruit\$ OR vegetable\$ OR tree\$ OR fores\$ OR grassland\$ OR orchard\$ OR vine*)

NOT TS=(medic* OR clinic* OR pharmacol* OR psych* OR schizopren* OR neuro* OR blood\$ OR bone\$ OR osteo* OR cancer OR cardia* OR pulm* OR veterin* OR animal\$ OR pulsed-fiel* OR endoscop*)



Section 3.6 : Effets de la diversité (composition et configuration) de la portion cultivée du paysage

TI-AK=("crop composition\$ OR "crop divers*" OR "cultivar divers*" OR "variet* divers*" OR "genet* divers*" OR "cultivar heterogene*" OR "variet* heterogene*" OR "richness of variet*" OR "variet* richness*" OR "richness of cultivar*" OR "cultivar* divers*" OR "cultivar* richness*" OR "crop resist*" OR "variet* resist*" OR "resistance gene\$" OR "gene\$ of resistance" OR "resistance manag*" OR "manag* of resistance" OR "resistance durability") AND TI-AB=(landscape\$ OR region* OR territor* OR "between field\$" OR "agro ecosystem\$" OR agroecosystem\$ OR agrosystem\$ OR interface\$ OR "large scale\$" OR neighbo\$r*)

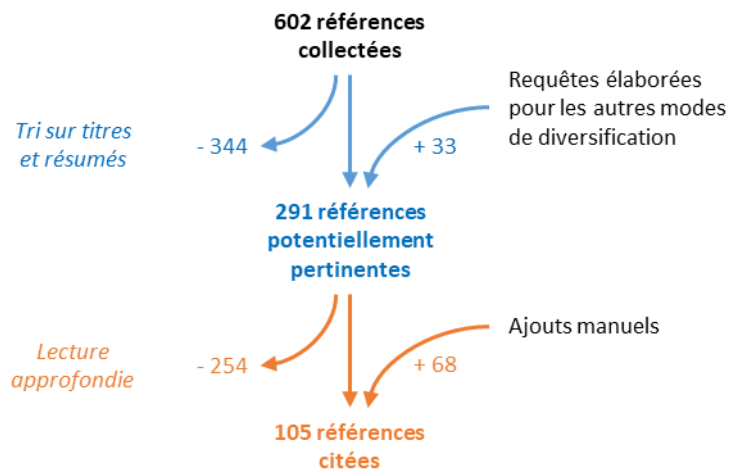
AND TI-AB-AK=((pest\$ OR "insect herbivor*" OR "parasitic plant\$" OR Orobanche OR broomrape OR "broom-rape" OR cuscuta OR dodder OR striga OR witchweed OR nematod* OR pathogen* OR disease* OR epidem* OR weed\$ OR "farmland plant\$" OR "arable plant\$" OR "segetal plant\$" OR "spontaneous veget* cover" OR herbivor* OR phytophagous OR entomophagous) OR ("natural enem*" OR auxiliar* OR "beneficia* organ*" OR "beneficia* microorgan*" OR "beneficia* arthropod*" OR "beneficia* insect*" OR "beneficia* fung*" OR "beneficia* bact*" OR "beneficia* nemato*" OR "beneficia* plant\$" OR parasitoid\$ OR "top down control" OR "avian insectivory" OR predator* OR "biological control agent\$"))

AND TI-AB-AK=(crop\$ OR agro* OR agri* OR "cultiv* field\$" OR "cultiv* plant\$" OR "cultiv* vegeta*" OR cereal\$ OR wheat OR barley OR oat\$ OR rape OR maize OR corn OR fruit\$ OR vegetable\$ OR orchard\$ OR vine* OR rice OR sorghum OR millet OR rye OR triticales OR fonio OR potato* OR beet OR beetroot\$ OR "sugar cane" OR sugarcane OR oilcrop\$ OR "oil crop\$" OR oleaginous OR soy\$bean* OR soya* OR sunflower\$ OR pea OR peas OR "faba bean*" OR lupin\$ OR alfalfa)

TI-AK=("plot\$ size*" OR "plot\$ shape*" OR "field\$ size*" OR "field\$ shape*" OR patch* OR "spatial configuration\$" OR "spatial organi?ation\$" OR "spatial heterogene*" OR "landscape composition\$" OR "landscape fragmentation\$" OR "landscape complexit*" OR "land* pattern\$" OR "landscape arrangement\$" OR "landscape disposition\$" OR "landscape heterogene*" OR "landscape divers*" OR "landscape speciali?ation\$" OR "perimeter area ratio" OR "genotype unit area" OR mosaic\$) AND TI-AB=(landscape\$ OR region* OR territor* OR "between field\$" OR "agro ecosystem\$" OR agroecosystem\$ OR agrosystem\$ OR interface\$ OR "large scale\$" OR neighbo\$r*)

AND TI-AB-AK=((pest\$ OR "insect herbivor*" OR "parasitic plant\$" OR Orobanche OR broomrape OR "broom-rape" OR cuscuta OR dodder OR striga OR witchweed OR nematod* OR pathogen* OR disease* OR epidem* OR weed\$ OR "farmland plant\$" OR "arable plant\$" OR "segetal plant\$" OR "spontaneous veget* cover" OR herbivor* OR phytophagous OR entomophagous) OR ("natural enem*" OR auxiliar* OR "beneficia* organ*" OR "beneficia* microorgan*" OR "beneficia* arthropod*" OR "beneficia* insect*" OR "beneficia* fung*" OR "beneficia* bact*" OR "beneficia* nemato*" OR "beneficia* plant\$" OR parasitoid\$ OR "top down control" OR "avian insectivory" OR predator* OR "biological control agent\$"))

AND TI-AB-AK=(crop\$ OR agro* OR agri* OR "cultiv* field\$" OR "cultiv* plant\$" OR "cultiv* vegeta*" OR cereal\$ OR wheat OR barley OR oat\$ OR rape OR maize OR corn OR fruit\$ OR vegetable\$ OR orchard\$ OR vine* OR rice OR sorghum OR millet OR rye OR triticales OR fonio OR potato* OR beet OR beetroot\$ OR "sugar cane" OR sugarcane OR oilcrop\$ OR "oil crop\$" OR oleaginous OR soy\$bean* OR soya* OR sunflower\$ OR pea OR peas OR "faba bean*" OR lupin\$ OR alfalfa)



Section 3.7 : Effets de la diversité (composition et configuration) de la végétation semi-naturelle dans le paysage

TS=("green belt\$ OR "blue belt\$ OR "green corridor\$ OR "blue corridor\$ OR "green infrastructure\$ OR "blue infrastructure\$ OR "ecological corridor\$ OR "spatial continuity" OR ((landscape\$ OR habitat\$) NEAR/4 connectivity))

AND TS=(pest\$ OR "natural enem*" OR auxiliar* OR (beneficia* NEAR/4 (organ* OR microorgan* OR insect* OR fung* OR bact* OR nemato* OR plant\$)) OR parasit* OR predator* OR "biological control" OR biocontrol OR (parasi* AND nemato*) OR disease* OR weed* OR "arable plant\$" OR "segetal plant\$" OR pathogen* OR "farmland plant*" OR herbivor* OR "spontaneous veget* cover" OR phytophagous OR entomophagous OR epidem*)

AND TS=(plant* OR crop* OR field\$ OR vegeta* OR agr* OR cereal\$ OR wheat OR barley OR oat OR rape OR maize OR corn OR fruit\$ OR vegetable\$ OR tree\$ OR fores\$ OR grassland\$ OR orchard\$ OR vine*)

NOT TS=((medic* OR clinic* OR pharmacol* OR psych* OR schizophren* OR neuro* OR blood\$ OR bone\$ OR osteo* OR cancer OR cardia* OR pulm* OR veterin* OR animal* OR pulsed-fiel* OR endoscop*) OR (leopard\$ OR puma\$ OR mammoth\$ OR wolf\$ OR panther\$ OR tiger\$ OR lynx OR felin* OR jaguar\$))

TI-AK=("semi natural" OR seminatural OR "natural vegetat*" OR "non crop*" OR noncrop* OR uncrop* OR "green infrastructure\$" OR "blue infrastructure\$")

AND TI-AB-AK=((pest\$ OR "insect herbivor*" OR "parasitic plant\$" OR Orobanche OR broomrape OR "broom-rape" OR cuscuta OR dodder OR striga OR witchweed OR nematod* OR pathogen* OR disease* OR epidem* OR weed\$ OR "farmland plant\$" OR "arable plant\$" OR "segetal plant\$" OR "spontaneous veget* cover" OR herbivor* OR phytophagous OR entomophagous) OR ("natural enem*" OR auxiliar* OR "beneficia* organ*" OR "beneficia* microorgan*" OR "beneficia* arthropod*" OR "beneficia* insect*" OR "beneficia* fung*" OR "beneficia* bact*" OR "beneficia* nemato*" OR "beneficia* plant\$" OR parasitoid\$ OR "top down control" OR "avian insectivory" OR predator* OR "biological control agent\$"))

AND TI-AB-AK=(crop\$ OR agro* OR agri* OR "cultiv* field\$" OR "cultiv* plant\$" OR "cultiv* vegeta*" OR cereal\$ OR wheat OR barley OR oat\$ OR rape OR maize OR corn OR fruit\$ OR vegetable\$ OR orchard\$ OR vine* OR rice OR sorghum OR millet OR rye OR triticales OR fonio OR potato* OR beet OR beetroot\$ OR "sugar cane" OR sugarcane OR oilcrop\$ OR "oil crop\$" OR oleaginous OR soy\$bean* OR soya* OR sunflower\$ OR pea OR peas OR "faba bean*" OR lupin\$ OR alfalfa)

TI-AK=("isolated tree\$" OR "grass strip\$" OR hedge* OR "dry stone terrace\$" OR "low stone wall\$" OR ditch\$ OR embankment\$ OR pond\$ OR watercourse\$ OR "wet area\$" OR "riparian woodland\$" OR "woods" OR "woody area\$" OR forest\$ OR pasture\$ OR grassland\$) **AND** TI-AB-AK=("habitat heterogene*" OR "landscape composition\$" OR "habitat complexity" OR "landscape configuration\$" OR "spatial heterogene*" OR "landscape fragmentation\$" OR "landscape complexit*" OR "land* patterns\$" OR "landscape heterogene*" OR "landscape divers*" OR "landscape mosaic\$")

AND TI-AB-AK=((pest\$ OR "insect herbivor*" OR "parasitic plant\$" OR Orobanche OR broomrape OR "broom-rape" OR cuscuta OR dodder OR striga OR witchweed OR nematod* OR pathogen* OR disease* OR epidem* OR weed\$ OR "farmland plant\$" OR "arable plant\$" OR "segetal plant\$" OR "spontaneous veget* cover" OR herbivor* OR phytophagous OR entomophagous) OR ("natural enem*" OR auxiliar* OR "beneficia* organ*" OR "beneficia* microorgan*" OR "beneficia* arthropod*" OR "beneficia* insect*" OR "beneficia* fung*" OR "beneficia* bact*" OR "beneficia* nemato*" OR "beneficia* plant\$" OR parasitoid\$ OR "top down control" OR "avian insectivory" OR predator* OR "biological control agent\$"))

AND TI-AB-AK=(crop\$ OR agro* OR agri* OR "cultiv* field\$" OR "cultiv* plant\$" OR "cultiv* vegeta*" OR cereal\$ OR wheat OR barley OR oat\$ OR rape OR maize OR corn OR fruit\$ OR vegetable\$ OR orchard\$ OR vine* OR rice OR sorghum OR millet OR rye OR triticales OR fonio OR potato* OR beet OR beetroot\$ OR "sugar cane" OR sugarcane OR oilcrop\$ OR "oil crop\$" OR oleaginous OR soy\$bean* OR soya* OR sunflower\$ OR pea OR peas OR "faba bean*" OR lupin\$ OR alfalfa)

TI-AK=("isolated tree\$" OR "grass strip\$" OR hedge* OR "dry stone terrace\$" OR "low stone wall\$" OR ditch\$ OR embankment\$ OR pond\$ OR watercourse\$ OR "wet area\$" OR "riparian woodland\$" OR "woods" OR "woody area\$" OR forest\$ OR pasture\$ OR grassland\$) **AND** TI-AB-AK=("green belt\$" OR "blue belt\$" OR "green corridor\$" OR "blue corridor\$" OR "ecological corridor\$" OR "ecological continuit*" OR "connectivity" OR "spatial configuration\$" OR "spatial organi?ation\$" OR "landscape arrangement\$" OR "landscape disposition\$")

AND TI-AB-AK=((pest\$ OR "insect herbivor*" OR "parasitic plant\$" OR Orobanche OR broomrape OR "broom-rape" OR cuscuta OR dodder OR striga OR witchweed OR nematod* OR pathogen* OR disease* OR epidem* OR weed\$ OR "farmland plant\$" OR "arable plant\$" OR "segetal plant\$" OR "spontaneous veget* cover" OR herbivor* OR phytophagous OR entomophagous) OR ("natural enem*" OR auxiliar* OR "beneficia* organ*" OR "beneficia* microorgan*" OR "beneficia* arthropod*" OR "beneficia* insect*" OR "beneficia* fung*" OR "beneficia* bact*" OR "beneficia* nemato*" OR "beneficia* plant\$" OR parasitoid\$ OR "top down control" OR "avian insectivory" OR predator* OR "biological control agent\$"))

AND TI-AB-AK=(crop\$ OR agro* OR agri* OR "cultiv* field\$" OR "cultiv* plant\$" OR "cultiv* vegeta*" OR cereal\$ OR wheat OR barley OR oat\$ OR rape OR maize OR corn OR fruit\$ OR vegetable\$ OR orchard\$ OR vine* OR rice OR sorghum OR millet OR rye OR triticales OR fonio OR potato* OR beet OR beetroot\$ OR "sugar cane" OR sugarcane OR oilcrop\$ OR "oil crop\$" OR oleaginous OR soy\$bean* OR soya* OR sunflower\$ OR pea OR peas OR "faba bean*" OR lupin\$ OR alfalfa)

TI-AK=("isolated tree\$" OR "grass strip\$" OR hedge* OR "dry stone terrace\$" OR "low stone wall\$" OR ditch\$ OR embankment\$ OR pond\$ OR watercourse\$ OR "wet area\$" OR "riparian woodland\$" OR woods OR "woody area\$" OR "forest\$ cover*" OR pasture\$ OR grassland\$) AND TI-AB-AK=("habitat\$ qualit*" OR "habitat *divers*" OR "specie\$ richness" OR microhabitat\$ OR "micro habitat\$" OR "trait\$ diversit*" OR "functional diversit*")

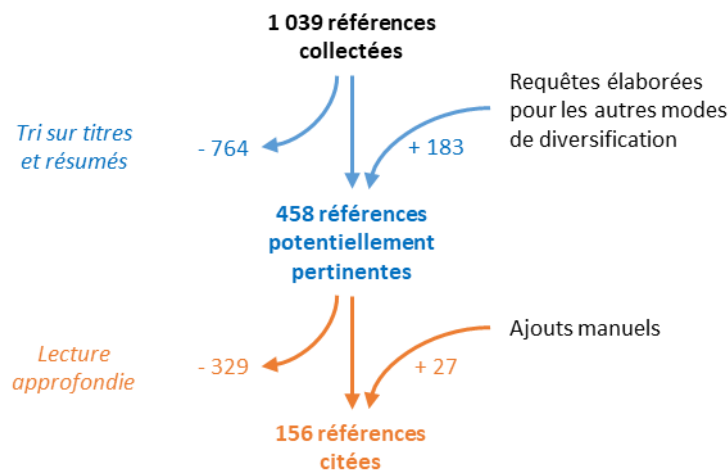
AND TI-AB-AK=((pest\$ OR "insect herbivor*" OR "parasitic plant\$" OR Orobanche OR broomrape OR "broom-rape" OR cuscuta OR dodder OR striga OR witchweed OR nematod* OR pathogen* OR disease* OR epidem* OR weed\$ OR "farmland plant\$" OR "arable plant\$" OR "segetal plant\$" OR "spontaneous veget* cover" OR herbivor* OR phytophagous OR entomophagous) OR ("natural enem*" OR auxiliar* OR "beneficia* organ*" OR "beneficia* microorgan*" OR "beneficia* arthropod*" OR "beneficia* insect*" OR "beneficia* fung*" OR "beneficia* bact*" OR "beneficia* nemato*" OR "beneficia* plant\$" OR parasitoid\$ OR "top down control" OR "avian insectivory" OR predator* OR "biological control agent\$"))

AND TI-AB-AK=(crop\$ OR agro* OR agri* OR "cultiv* field\$" OR "cultiv* plant\$" OR "cultiv* vegeta*" OR cereal\$ OR wheat OR barley OR oat\$ OR rape OR maize OR corn OR fruit\$ OR vegetable\$ OR orchard\$ OR vine* OR rice OR sorghum OR millet OR rye OR triticale OR fonio OR potato* OR beet OR beetroot\$ OR "sugar cane" OR sugarcane OR oilcrop\$ OR "oil crop\$" OR oleaginous OR soy\$bean* OR soya* OR sunflower\$ OR pea OR peas OR "faba bean*" OR lupin\$ OR alfalfa)

TI-AK=("isolated tree\$" OR "grass strip\$" OR hedge* OR "dry stone terrace\$" OR "low stone wall\$" OR ditch\$ OR embankment\$ OR pond\$ OR watercourse\$ OR "wet area\$" OR "riparian woodland\$" OR "woods" OR "woody area\$" OR forest\$ OR pasture\$ OR grassland\$) AND AB=("semi natural" OR seminatural OR "natural vegetat*" OR "non crop*" OR noncrop* OR uncrop* OR "green infrastructure\$" OR "blue infrastructure\$")

AND TI-AB-AK=((pest\$ OR "insect herbivor*" OR "parasitic plant\$" OR Orobanche OR broomrape OR "broom-rape" OR cuscuta OR dodder OR striga OR witchweed OR nematod* OR pathogen* OR disease* OR epidem* OR weed\$ OR "farmland plant\$" OR "arable plant\$" OR "segetal plant\$" OR "spontaneous veget* cover" OR herbivor* OR phytophagous OR entomophagous) OR ("natural enem*" OR auxiliar* OR "beneficia* organ*" OR "beneficia* microorgan*" OR "beneficia* arthropod*" OR "beneficia* insect*" OR "beneficia* fung*" OR "beneficia* bact*" OR "beneficia* nemato*" OR "beneficia* plant\$" OR parasitoid\$ OR "top down control" OR "avian insectivory" OR predator* OR "biological control agent\$"))

AND TI-AB-AK=(crop\$ OR agro* OR agri* OR "cultiv* field\$" OR "cultiv* plant\$" OR "cultiv* vegeta*" OR cereal\$ OR wheat OR barley OR oat\$ OR rape OR maize OR corn OR fruit\$ OR vegetable\$ OR orchard\$ OR vine* OR rice OR sorghum OR millet OR rye OR triticale OR fonio OR potato* OR beet OR beetroot\$ OR "sugar cane" OR sugarcane OR oilcrop\$ OR "oil crop\$" OR oleaginous OR soy\$bean* OR soya* OR sunflower\$ OR pea OR peas OR "faba bean*" OR lupin\$ OR alfalfa)



Chapitre 4.

Revue comparative des modèles mécanistes pour l'évaluation des effets de la diversité végétale sur la régulation naturelle des bioagresseurs

Auteur : Abel Masson

Coordination : Aude Vialatte, Anaïs Tibi, Frédéric Fabre, Nicolas Parisey, Lionel Roques, Olivier Therond

Sommaire

Introduction	596
4.1. Éléments généraux sur la modélisation	598
4.1.1. Objectifs de la modélisation	598
4.1.2. Caractéristiques techniques	599
4.1.3. Complexité.....	602
4.1.4. Calibration	606
4.1.5. Conclusion intermédiaire	608
4.2. Démarche adoptée pour l'analyse des modèles	610
4.2.1. Méthode de constitution du corpus.....	610
4.2.2. Analyse bibliométrique du corpus.....	611
4.2.2.1. Analyse textuelle.....	611
4.2.2.2. Modes de diversification végétale	614
4.2.2.3. Analyse des maillons des chaînes trophiques étudiées dans le corpus	616
4.2.3. Représentation standardisée des systèmes modélisés	621
4.3. Choix techniques pour la représentation des systèmes modélisés	625
4.3.1. Choix d'une échelle spatiale, d'une échelle temporelle et d'un niveau d'organisation.....	626
4.3.1.1. Échelles spatiales et temporelles.....	626
4.3.1.2. Niveaux d'organisation	628
4.3.2. Représentations de l'espace et du temps	628
4.3.2.1. Représentations de l'espace : approches spatialement explicite, implicite ou non-spatiale	628
4.3.2.2. Représentations du temps : approches discrète, continue et semi-discrète	630
4.3.3. Résolution spatio-temporelle	631
4.3.4. Approche stochastique ou déterministe	633
4.4. Structure de la composante végétale	635
4.4.1. Echelle du paysage	637
4.4.1.1. Configuration du paysage	637
4.4.1.2. Composition du paysage.....	638
4.4.2. Echelle de la parcelle	639
4.4.2.1. Configuration de la parcelle.....	639
4.4.2.2. Composition de la parcelle	641
4.4.3. Echelle du couvert et de la plante et de son voisinage	642
4.4.3.1. Structure du couvert.....	642
4.4.3.2. Structure du sol.....	643
4.5. Traits biologiques et écologiques de la plante cultivée	644

4.6. Traits biologiques et écologiques des bioagresseurs et de leurs ennemis naturels	645
4.6.1. Traits de vie et de développement associés à la dynamique démographique	645
4.6.2. Traits de perception et de dispersion associés à la dynamique spatio-temporelle	648
4.7. Interactions biotiques	652
4.7.1. Interactions biotiques directes	652
4.7.1.1. Interactions génétiques	652
4.7.1.2. Interactions biotiques directes entre plantes cultivées et bioagresseur	653
4.7.2. Interactions biotiques indirectes	654
4.7.2.1. Interactions entre ennemis naturels et bioagresseurs	654
4.7.2.2. Interactions entre bioagresseurs ou entre ennemis naturels	655
4.7.2.3. Interactions indirectes avec la plante cultivée ou les plantes de services	656
4.8. Métriques de la régulation naturelle	658
4.8.1. Métriques écologiques - dégâts et proxys des dégâts	658
4.8.2. Métriques économiques	659
4.8.3. Durabilité de la régulation	660
4.9. Combinaison d'outils	661
4.9.1. Combinaison de modalités de diversification	661
4.9.2. Cortèges de bioagresseurs	663
4.9.3. Combinaison de modèles	669
4.10. Conclusion	670
4.10.1. Diversité des modèles au sein du corpus	670
4.10.2. Contraintes et opportunités associées à la combinaison de modèles	671
Références citées dans le chapitre	673
Annexe 4-1. Composantes de mots-clefs utilisées pour constituer le corpus bibliographique	680
Annexe 4-2. Liste des 75 modèles considérés dans le corpus, et références bibliographiques associées	682
Annexe 4-3. Récapitulatif des briques élémentaires représentées par chaque modèle	684

Introduction

Objectifs du chapitre

Un modèle est une représentation conceptuelle de connaissances, ici biologiques, acquises par observation ou par expérimentation. Un modèle est donc par définition « faux », mais ses résultats peuvent être interprétés à la lumière des connaissances sur lesquelles il est fondé. Ainsi, en manipulant ou en intégrant différentes connaissances, la modélisation permet la conduite d'expériences virtuelles, tout en s'affranchissant de certaines contraintes (financières et techniques) liées à la mise en place de dispositifs expérimentaux.

Dans le chapitre précédent (Chapitre 3) sont présentés les différents mécanismes écologiques et biologiques qui sous-tendent les effets de la diversification végétale sur la régulation naturelle des bioagresseurs. Dans ce chapitre nous analysons un ensemble de modèles fondés sur la représentation (mathématique, physique ou informatique) de ces mécanismes. Ces modèles, également appelés modèles mécanistes¹, offrent des opportunités complémentaires aux travaux *in situ*. Ils sont notamment utiles à l'évaluation des facteurs principaux des effets de la diversification végétale, et en particulier lorsque la diversification est étudiée à grande échelle (spatiale ou temporelle), ou déclinée selon un grand nombre de modalités, ou que l'on s'intéresse à une cascade d'effets au sein d'un agroécosystème.

Evaluation des facteurs principaux des effets des modalités de diversification végétale

La modélisation est un outil pour tester des hypothèses quant aux mécanismes écologiques (par ex. les effets de dilution de la ressource) et/ou aux traits des organismes (par ex. la capacité de dispersion) qui sous-tendent les effets de la diversité végétale sur la régulation des bioagresseurs. Une hypothèse ne peut pas être validée par modélisation (elle ne peut qu'être réfutée dans le cas de résultats négatifs), mais des résultats de modélisation positifs constituent un argument intéressant pour appuyer la mise en place d'une expérience réelle.

Etude des grandes échelles

L'acquisition de connaissances empiriques sur les effets des modes de diversification à l'échelle du paysage (diversité des assolements, coordination des rotations, gestion des habitats semi-naturels), ou de leurs effets sur le long-terme (durabilité) est particulièrement difficile, du fait de contraintes évidentes d'espace et de temps nécessaires. Ces contraintes peuvent être dépassées dans le cadre d'expériences virtuelles, en intégrant par exemple des connaissances sur les traits de vie des organismes à l'échelle du paysage, ou en intégrant des connaissances sur les traits évolutifs des organismes sur le long terme.

Design factoriel et multiplicité des modalités étudiées

Les approches factorielles (*factorial design*, étude de plusieurs modalités croisées selon plusieurs niveaux) utilisées dans les expériences de terrain peuvent être décuplées dans le cadre d'expériences virtuelles. En manipulant des connaissances sur la configuration ou la composition de l'habitat par exemple, il est en effet possible d'étudier des centaines d'arrangements spatiaux de parcelles différents (par ex. arrangement spatial dans les parcelles de mélanges de variétés ou d'espèces, ou encore configuration des paysages). De façon analogue, les analyses de sensibilité et d'élasticité du modèle, consistant en une quantification de l'impact des variations des valeurs des paramètres, peuvent permettre d'identifier plus facilement les paramètres ou les processus clefs dans le fonctionnement du système représenté.

Etude des écosystèmes agricoles complexes et des cascades d'effets

Les écosystèmes agricoles sont des objets complexes, au sein desquels toute modification peut entraîner une cascade d'effets et des boucles de rétroaction (voir le schéma conceptuel de l'ESCo, présenté en Figure 23 de l'Introduction générale de ce rapport). Or, l'acquisition de connaissances empiriques sur les agroécosystèmes est

¹ Par opposition aux modèles statistiques ou d'analyse de données, qui reposent sur la reconnaissance de patterns dans des jeux de données reliant la diversification végétale à ses effets mais sans représenter explicitement les mécanismes sous-jacents.

souvent fragmentée, avec des expériences (réelles) portant sur une composante (par ex. une bande enherbée) ou un processus donnés (par ex. le recrutement d'ennemis naturels par les plantes de la bande enherbée). L'approche expérimentale et/ou observationnelle sur la cascade d'effets associée à la mise en œuvre d'un mode de diversification reste difficile voire illusoire. En intégrant simultanément des connaissances sur les pratiques, l'habitat, les organismes et le fonctionnement des plantes cultivées, la modélisation est un outil pour appréhender la cascade d'effets entre diversification végétale et pertes de récolte.

Plan du chapitre

En guise de cadrage, la section 4.1 rappelle quelques éléments généraux sur la modélisation : objectifs qui peuvent être recherchés par le modélisateur, principales caractéristiques techniques des modèles, choix du niveau de complexité du modèle, et principes de calibration.

La section 4.2 présente la démarche analytique adoptée dans ce chapitre. Un corpus bibliographique de 129 références a été constitué, incluant les publications relatives à 75 modèles. Pour réaliser l'analyse de ces modèles, il a été fait le choix de décrire chaque modèle comme un ensemble de briques élémentaires. Une brique élémentaire est un élément de structure ou processus fonctionnel pouvant faire l'objet d'une représentation (physique, mathématique ou informatique).

Avant d'entrer dans une analyse plus fine de chaque brique élémentaire, la section 4.3 s'attache à présenter les choix de modélisation les plus discriminants utilisés par les auteurs du corpus pour distinguer les modèles. Il s'agit en particulier de l'échelle spatio-temporelle choisie (par ex. la parcelle agricole sur une période de 10 ans), de l'approche adoptée pour la représentation de l'espace et du temps (par ex. spatialement explicite et discrète dans le temps), ou encore du formalisme choisi pour la représentation de la dynamique du système modélisé entre stochastique et déterministe.

Pour chaque brique élémentaire définie en section 4.2, les sections 4.4 à 4.8 présentent le nombre de modèles qui la représentent au sein du corpus, et les différentes approches utilisées pour sa représentation. En section 4.4 sont présentées les briques décrivant la structure de la composante végétale, en sections 4.5 et 4.6 celles relatives aux traits biologiques et écologiques des plantes cultivées, des bioagresseurs et des ennemis naturels, en section 4.7 celles relatives aux interactions biotiques, et en section 4.8 celles correspondant à des métriques écologiques ou économiques de la régulation naturelle. A noter qu'une grande partie des modèles sur les agents pathogènes est déjà citée et présentée en détail dans les revues de Rimbaud *et al.* (2021) et Savary *et al.* (2018), vers lesquelles nous renvoyons le lecteur. De ce fait, l'analyse présentée dans ce chapitre est moins détaillée pour ces modèles que pour ceux portant sur d'autres taxons.

La section 4.9 avance quelques éléments de réflexion pour instruire la question de la combinaison d'outils de modélisation pour représenter de multiples modalités de diversification et des cortèges de bioagresseurs.

Enfin, la section 4.10 conclut ce chapitre.

4.1. Éléments généraux sur la modélisation

A l'origine de tout modèle se trouve une question, à laquelle le modèle cherche à apporter une réponse. Pour tous les modèles du corpus, si la question qui leur est assignée demeure propre à chaque modèle, elle est systématiquement une déclinaison de la suivante : Quels sont les effets de la diversification végétale sur la régulation naturelle des bioagresseurs ?

A cette question il existe de multiples réponses, c'est-à-dire de multiples modèles, qui dépendent en particulier de l'**utilisateur** final et de ses **objectifs** (4.1.1). En effet, certains modèles sont conçus **pour la recherche** uniquement, d'autres **pour éclairer des décisions individuelles** (e.g. pour les agriculteurs) ou **collectives** (e.g. pour l'évaluation des politiques publiques). De même, selon les objectifs de l'utilisateur, le modèle pourra simplement aider à **comprendre** les effets de la diversification, ou **scénariser** différents effets pour les comparer, ou encore **prédire** directement les effets de la diversification sur la régulation naturelle des bioagresseurs. Aucun modèle (du corpus) ne convient simultanément à ces trois types d'utilisateurs, ni n'est en capacité de remplir simultanément ces trois types d'objectifs. Pour tout modèle, son utilité et ses objectifs doivent donc être **choisis**.

Dans la **conception** du modèle, le choix d'une utilité et d'un objectif opérationnel se traduisent en un ensemble de **caractéristiques techniques** (en particulier généricité, réalisme, précision, et interprétabilité) (4.1.2) et d'un niveau de **complexité** approprié (4.1.3). La définition d'un niveau de complexité et de caractéristiques techniques adaptés est une étape délicate dans la conception du modèle. En effet, toutes les caractéristiques techniques ne sont pas compatibles et font nécessairement l'objet de compromis (e.g. compromis généricité x réalisme x précision). De même selon de nombreux auteurs (Grimm *et al.*, 2005 ; Sun *et al.*, 2016 ; Le Page, 2017), en fonction de l'utilité choisie pour le modèle, son niveau de complexité doit être étroitement encadré ce qui implique de nécessaires compromis sur le nombre et la finesse de représentation des composantes et des processus étudiés (e.g. compromis biais x variance). Les **nécessaires compromis** autour des caractéristiques techniques et de la complexité du modèle constituent une **première contrainte technique majeure**.

Plusieurs approches pour la **calibration** du modèle peuvent être utilisées, en particulier une approche de calibration experte, c'est-à-dire par un expert ou *via* des valeurs de paramètres issues de la littérature, ou une approche de calibration avec des données (réelles ou simulées). Le choix d'une approche de calibration appropriée dépend de l'utilité et des objectifs du modèle, ainsi que de la disponibilité des données et de leur qualité (4.1.4). Par exemple, lorsque le modèle n'a pas vocation à être précis (par exemple dans la démarche d'une preuve de concept), ou lorsque les données nécessaires sont indisponibles, l'approche de calibration experte sera privilégiée. La qualité de la calibration, en fonction de l'approche choisie ou imposée par la disponibilité ou la qualité des données utilisées, constitue une **seconde contrainte technique majeure**.

Comme indiqué en introduction, le chapitre se concentre sur les modèles mécanistes, fondés sur la représentation des mécanismes biologiques sous-tendant les effets de la diversification végétale sur la régulation naturelle. De nombreuses autres approches de modélisation, plus phénoménologiques, ont été développées pour étudier les effets de la diversification végétale sur la régulation naturelle des bioagresseurs. Ces approches, fondées sur le traitement et l'analyse de données, font appel à des modèles statistiques (ex. GLM, GLMM), des méthodes d'apprentissage, ou des combinaisons entre modèles mécanistes et approches empiriques (voir Encadré 4-2).

4.1.1. Objectifs de la modélisation

Les objectifs possibles des modèles sont variés et se déclinent principalement (i) selon l'utilisation que l'on souhaite faire de ces modèles (recherche, aide à la décision individuelle ou collective), et (ii) selon l'opération que l'on souhaite mener avec ces modèles (comprendre, prédire ou scénariser). Ils permettent de définir les caractéristiques techniques du modèle (généricité, réalisme, précision, solvabilité, interprétabilité, efficacité, etc.).

Utilité du modèle : pour la recherche, la décision individuelle, ou la décision collective

Parmi les modèles du corpus, trois grands types d'utilité, correspondant à trois grands types d'utilisateurs, peuvent être distingués. Tout d'abord, les **modèles pour la recherche** ont vocation à développer la connaissance scientifique (incluant les connaissances en modélisation) sur une question donnée, par l'établissement d'une théorie, le test d'hypothèses ou l'établissement d'un lien entre plusieurs variables. Les **modèles pour la décision individuelle** ont vocation à se traduire en outil d'aide à la décision à destination par exemple des agriculteurs. Il s'agit en particulier de modèles pour l'évaluation des pratiques agricoles à l'échelle d'une exploitation, ou la prédiction des dégâts, des rendements ou des dommages. Enfin, les **modèles pour la décision collective** ont vocation à se traduire en outil d'aide à la décision dans les situations mobilisant de multiples acteurs. Il s'agit en particulier, de modèles pour l'évaluation des politiques publiques (aménagement du territoire, politique agricole, politique économique, politique environnementale), pour l'évaluation des comportements au sein d'un système d'acteurs (socio-économie).

Selon l'utilisation et l'utilisateur du modèle, un certain nombre de caractéristiques techniques pourront être déduites. Par exemple, les modèles pour la décision individuelle peuvent viser une efficacité élevée, c'est-à-dire de temps de calcul relativement court comme DECIFLORSYS par exemple, alors que certains modèles pour la recherche seront moins contraints par cette caractéristique comme FLORSYS par exemple. Les modèles pour la décision collective, dans le cas où ils impliquent plusieurs acteurs prenant des décisions, comme les jeux sérieux (Le Page, 2017) devront être facilement compréhensibles (c'est-à-dire interprétables), alors que certains modèles pour la décision individuelle pourront fonctionner en « boîte noire ».

L'utilisation qui est faite d'un modèle parmi les trois catégories présentées ci-dessus peut être qualifiée d'« utilité qualitative » du modèle. L'ensemble des apports du modèle pour son utilisateur peut être qualifié d'« utilité quantitative » du modèle. Il n'existe pas, à notre connaissance, de métriques pour la quantification de l'utilité d'un modèle, mais cette notion peut être utilisée pour comparer différents modèles, ou différentes versions d'un même modèle, et en particulier pour définir le niveau de complexité maximisant l'utilité du modèle (voir 4.1.3).

Objectifs opérationnels du modèle : comprendre, prédire ou scénariser

Les modèles peuvent être divisés en trois catégories en fonction de l'objectif qui leur est assigné. En effet, certains modèles ont vocation à éclairer la **compréhension** des systèmes étudiés, d'autres ont vocation à **prédire** des métriques pour éclairer certaines décisions, d'autres enfin ont vocation à **scénariser** différentes stratégies de diversification afin d'identifier la plus pertinente.

Ces trois objectifs impliquent une conception différente du modèle. En particulier, les modèles ayant vocation à éclairer la compréhension devront avoir des paramètres et/ou un fonctionnement interprétable, les modèles ayant vocation à prédire pourront chercher à minimiser l'erreur de prédiction, et les modèles ayant vocation à scénariser auront plus de souplesse vis-à-vis de l'erreur de prédiction, leur permettant de faire un compromis plus avantageux vis-à-vis du réalisme ou de la généralité (voir ci-après).

4.1.2. Caractéristiques techniques

Dans cette partie nous dressons une liste et définissons les principales caractéristiques techniques des modèles permettant de traduire les utilités et les objectifs présentés précédemment, puis nous traitons de leur incompatibilité et des nécessaires compromis entre caractéristiques techniques. Des exemples très concrets d'application de ces choix techniques par les modèles de notre corpus sont donnés dans les sections 4.4 à 4.8 de ce chapitre ainsi que dans des encadrés.

Principales caractéristiques techniques

Généricité – La généralité d'un modèle correspond à son applicabilité à un grand nombre de systèmes. En règle générale, afin de garantir sa généralité, un modèle pourra être théorique et abstrait, ou relativement simple. Une famille de modèles généraux est celle par exemple des modèles de réaction-diffusion (voir section 4.3).

Réalisme – Un modèle est dit réaliste lorsque sa structure est ancrée sur la description du système étudié. En règle générale, cet ancrage garantit une certaine interprétabilité du modèle et de ses paramètres. Deux familles de modèles réalistes sont celles des modèles individu-centrés et des modèles écophysologiques (voir section 4.3).

Précision – La précision correspond à la marge d'erreur accordée aux résultats fournis par le modèle. Contre-intuitivement ce n'est pas nécessairement un objectif poursuivi par les modèles, en particulier lorsqu'ils n'ont pas vocation à prédire un résultat.

Interprétabilité – Un modèle est interprétable lorsque les valeurs de ses paramètres en entrée et les évolutions de ses variables, entre l'entrée et la sortie, ont un sens biologique, et peuvent contribuer à la production de connaissance sur le système modélisé. A l'inverse, certains modèles ne sont pas interprétables, on parle d'« effet boîte noire » (par ex. modèle de simulation, certaines approches statistiques). Avec ce genre d'approche, seules les entrées (par ex. règles de décision pour la dispersion d'un bioagresseur à l'échelle du paysage) et les sorties (par ex. répartition du bioagresseur sur le paysage après un an) du modèle peuvent être utilisées.

Solvabilité - Certains modèles ont une solution analytique, c'est-à-dire que leur résultat peut s'exprimer sous la forme d'une ou de plusieurs expressions mathématiques ou d'un ensemble de variables. Par exemple le modèle de réaction-diffusion de Kolmogorov (1937) conduit à une expression analytique simple reliant la vitesse de propagation des bioagresseurs à leur croissance et à leur mobilité (diffusion) sous la forme $v = 2 \cdot \sqrt{\text{croissance} \times \text{mobilité}}$. La solvabilité permet de fortement réduire le temps de calcul nécessaire à l'obtention des résultats (utile pour la calibration), et un transfert plus simple de ces résultats pour l'étude de nouveaux systèmes (généricité). La définition d'un modèle qui soit solvable impose certaines contraintes, notamment sur la non-linéarité des équations, qui réduisent grandement la souplesse du modèle. Néanmoins, même lorsqu'ils ne possèdent pas de solution analytique, certains modèles (modèles pour la recherche) se prêtent à une étude mathématique qualitative, permettant par exemple de comprendre sans avoir recours à la simulation l'effet de la fragmentation de l'habitat sur l'établissement d'un bioagresseur (Roques, 2013). En l'absence de solution analytique, des méthodes numériques (les méthodes d'éléments finis, de Runge-Kutta, ou de Monte-Carlo par exemple) peuvent être utilisées pour la résolution numérique, c'est-à-dire l'approximation numérique des solutions des modèles. Certains modèles de simulation, notamment des modèles individu-centrés, reposent exclusivement sur cette résolution numérique et s'affranchissent par la même de la contrainte de solvabilité.

Efficiace – L'efficiace d'un modèle correspond à l'inverse du temps de calcul nécessaire à sa résolution, qui dépend lui-même d'un ensemble de facteurs techniques, notamment le langage informatique utilisé, l'efficacité de la méthode de résolution numérique, l'erreur d'approximation souhaitée et la puissance de calcul des ordinateurs utilisés. Au sein du corpus, l'efficiace des modèles varie grandement, de l'immédiat jusqu'à plusieurs jours (155 heures pour le modèle de Szalai *et al.* par exemple). C'est une contrainte forte lorsque les résultats doivent être immédiats (pour certains modèles d'aide à la décision individuelle par exemple). C'est une contrainte plus faible pour les modèles pour la recherche, qui peut néanmoins contribuer à limiter la complexité et la résolution spatio-temporelle des modèles (typiquement, pour une méthode d'éléments finis le temps de calcul dépend à minima quadratiquement de la taille de la grille (Allaire, 2004).

Nécessaires compromis entre caractéristiques techniques

Les caractéristiques techniques décrites précédemment ne sont pas toutes réconciliables et font donc nécessairement l'objet de compromis. Les trois caractéristiques de généricité, de réalisme et de précision font par exemple l'objet d'un compromis introduit par Levins (1966), qui stipule que le choix d'une de ces caractéristiques se fait nécessairement aux dépens d'une des deux ou des deux autres. Par exemple, l'ancrage de la structure du modèle dans la description du système étudié (réalisme) avec l'intention d'être précis (précision) le rapproche de ce système et nuit donc à sa généricité. A l'inverse, si l'intention est que le modèle soit générique, alors il ne pourra pas se rapprocher suffisamment du système étudié pour être précis. Enfin, si l'intention est de concevoir un modèle générique et précis, alors l'ancrage de sa structure dans la description du système étudié devient une contrainte, à laquelle on préférera des approches plus théoriques ou plus abstraites.

Ce compromis est exemplifié en Encadré 4-1 pour le cas particulier de la modélisation de la configuration du paysage.

Encadré 4-1. Exemple du compromis Généricité x Réalisme x Précision dans le cas de la représentation de la configuration du paysage

La représentation de la configuration du paysage illustre la recherche d'un compromis entre généricité, réalisme et précision. Pour cet exemple précis, nous avons identifié des critères (répertoriés dans le tableau 1-A ci-dessous) sur la base de l'analyse de six modèles du corpus, choisis pour leurs approches contrastées, sur trois échelles correspondant chacune à l'un de ces trois objectifs. Chaque échelle est constituée de quatre niveaux (minimal (Min), intermédiaire (-), intermédiaire (+) et maximal (Max)), en fonction des efforts fournis pour l'objectif ciblé. Les compromis généricité x réalisme x précision réalisés pour chacun des six modèles sont détaillés dans le Tableau 1-B et visualisés sur le triangle de Levins (Levins, 1966) en Figure 1.

Tableau 1-A. Critères correspondant aux objectifs de généricité, de réalisme et de précision dans la représentation de la configuration du paysage, sur la base de l'analyse de 6 modèles choisis pour leurs approches contrastées. Pour chaque objectif, 4 niveaux sont définis (Min, (-), (+), et Max).

	Réalisme	Généricité	Précision
Min	Aucune métrique paysagère n'est représentée	Représentation applicable à un seul paysage réel	Calibration experte, aucune comparaison.
(-)	(-) Une métrique paysagère est représentée	Représentation applicable à un ensemble de paysages. (+) ou (-) en fonction du nombre de contraintes (e.g. métrique fixée) imposées au paysage représenté	Calibration experte et comparaison avec différentes valeurs des métriques paysagères.
(+)	(+) Plusieurs métriques paysagères sont représentées		Calibration avec des métriques paysagères mesurées sur paysage réel.
Max	Simulation des processus et décisions d'acteurs à l'origine des métriques paysagères	Simulation applicable à tous les paysages (théorique).	Calibration sur un paysage réel.

Tableau 1-B. Caractérisation de la représentation de la configuration du paysage selon le compromis généricité x réalisme x précision pour six modèles du corpus présentant des approches contrastées.

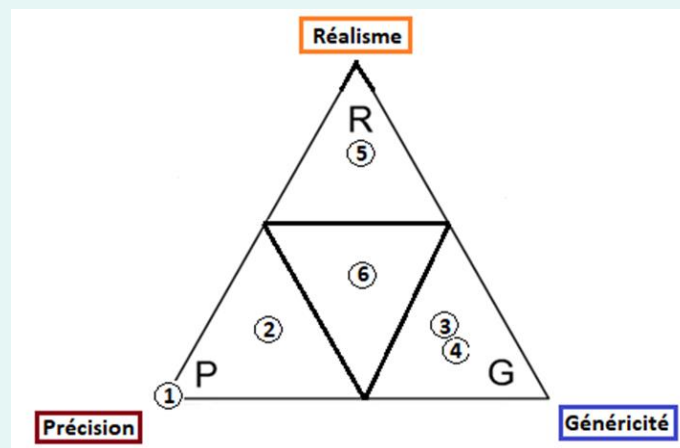
N°	Description de l'approche	Réalisme	Généricité	Précision
1	Simulation d'une configuration de paysage réelle à partir de données GIS (modèle de Richter)	Min	Min	Max
2	Simulation d'une configuration inspirée d'un paysage réel, par glissement de certaines métriques paysagères (modèle de Bourhis <i>et al.</i>)	(+)	(-), car contrainte de proximité avec le paysage réel	(+)
3	Représentation d'un réseau de sous-populations connectées par la dispersion (modèle de Yakob <i>et al.</i>)	(-) : une métrique, la connectivité	Max	(-)
4	Représentation spatialement implicite du paysage en compartiments, connectés par la migration des vecteurs (modèle de Fabre <i>et al.</i>)	(-) : une métrique, la connectivité	Max	(-)
5	Simulation mécaniste des processus et des décisions d'acteurs sous-tendant la configuration du paysage (e.g. process-based models (DYPAL ou Gaucherel <i>et al.</i> 2006 cit. in Langhammer <i>et al.</i> , 2019)	Max	(-), car contrainte imposée par le nombre et la nature des processus représentés	(-)
6	Simulation pattern-based d'une grille de paysage (avec pavage de plan en T) en fonction de plusieurs métriques paysagères (modèle de Papaix <i>et al.</i> (1))	(+)	(+)	(+)

Encadré 4-1 (suite)

Dans le cas de la représentation de la configuration du paysage, l'objectif de réalisme des modèles est porté par le nombre de métriques paysagères utilisées ou simulées et l'objectif de généricité par les contraintes pesant sur les configurations représentées (i.e. nombre de métriques fixées, ou gamme de variation des métriques simulées). L'objectif de précision est plus difficile à déterminer à l'échelle de cette brique élémentaire, puisqu'elle n'est généralement pas un résultat chiffré et comparé à des données réelles. Nous avons donc décidé pour cet objectif de nous intéresser à la façon dont les modèles le poursuivent, c'est-à-dire à la façon dont ils calibrent et comparent la représentation de la configuration avec une configuration de paysage réelle. Le compromis entre généricité, réalisme et précision est par exemple facilement observable sur l'impossibilité de calibrer la configuration du paysage sur un paysage réel tout en visant une généricité maximale applicable à tous les paysages. Si la même plateforme peut être utilisée, ce sont bien des modèles spécifiques qui sont développés pour chaque cas d'étude réel.

Figure 1. Caractérisation des six approches, sur le triangle de Levins (Levins, 1966), pour la représentation de la configuration du paysage répertoriées dans le tableau 1-B.

Les numéros correspondent aux numéros donnés aux approches dans le tableau 1-B. Chaque sommet représente un des objectifs, et plus le point est proche du sommet, plus l'objectif est atteint.



4.1.3. Complexité

La **complexité** d'un modèle correspond au nombre et à la finesse de description des différentes composantes du système modélisé et de leurs interactions. Malgré son importance dans la conception d'un modèle, il n'existe à notre connaissance pas encore de métriques faisant consensus pour la quantification de la complexité (Sun *et al.*, 2016). Dans ce chapitre nous avons donc choisi, comme il se fait couramment, d'utiliser le nombre de paramètres du modèle comme un proxy de sa complexité. Dans ce chapitre également nous utilisons les termes de complexité et de complication (ou niveau de complication, utilisé dans les modèles individu-centrés) comme synonyme.

Au sein du corpus, on retrouve une grande diversité de complexités, allant de modèles simples et théoriques utilisant moins d'une dizaine de paramètres (e.g. Hannunen, 2005 ; Jonsson *et al.*, 2014) à des modèles très complexes s'approchant de la centaine (e.g. FLORSYS, INTERCOM). La règle générale sur la complexité permettant de garantir une utilité optimale du modèle est le principe de parcimonie, qui stipule que le modèle doit être « aussi simple que possible mais aussi complexe que nécessaire » (Sun *et al.*, 2016). Cette règle générale se décline en fonction de l'utilité du modèle et donc de ses caractéristiques techniques (Tableau 4-1 en fin de section), expliquant la diversité des complexités observée dans le corpus, mais encadre assez étroitement la complexité à caractéristiques fixées (Sun *et al.*, 2016 ; Le Page, HDR 2017 ; Grimm *et al.*, 2005). Nous présentons ici plusieurs règles permettant de définir la complexité optimale pour un modèle (i) soit en fonction de sa précision (compromis biais-variance), (ii) soit en fonction des niveaux de réalisme ou d'interprétabilité visés par le modèle (imposant la « *complexité nécessaire* »), et discutons enfin des règles pour la distribution de la complexité entre les différentes composantes modélisées.

Complexité et précision : compromis biais-variance

Une **première règle** pour la définition d'une complexité optimale consiste en un choix d'une complexité maximisant la précision du modèle.

L'erreur de prédiction d'un modèle (inverse de sa précision) est engendrée par une confusion entre la variance propre au système représenté (qu'il cherche à expliquer) et la variabilité intrinsèque des données de calibration (considérée comme du bruit). L'**erreur** de prédiction est la **somme des biais**, c'est-à-dire des erreurs engendrées par une incapacité du modèle à distinguer le bruit de la variance propre au système représenté (on peut également parler de sous-apprentissage), **et de la variance**, c'est-à-dire des erreurs engendrées par une trop forte sensibilité du modèle, qui induit une explication du bruit au même titre que la variance propre du système représenté, ce qui entraîne des erreurs dès lors que le modèle est appliqué à d'autres données que les données de calibration (on peut également parler de sur-apprentissage).

La complexité du modèle est très fortement liée à l'erreur. (i) D'une part, lorsque le modèle est de **complexité trop faible**, il ne permet pas de rendre compte de la variabilité intrinsèque des données de calibration. Ses résultats présentent alors une erreur forte, du fait de **biais trop importants**. (ii) D'autre part, lorsque le modèle est de **complexité trop forte**, une partie de la variabilité intrinsèque des données de calibration est « faussement » expliquée par les paramètres du modèle. Ses résultats présentent alors une forte erreur, du fait d'une **variance trop importante**.

En somme, le **compromis biais-variance** stipule trois choses ; (i) une augmentation de complexité réduit les biais, (ii) une augmentation de complexité augmente la variance, (iii) l'erreur du modèle étant la résultante de l'addition des biais et de la variance, **il existe un optimum** (ou zone optimale) **de complexité pour lequel l'erreur est la plus faible**.

Il est à noter que le compromis biais-variance est présenté ici pour les modèles prédictifs, c'est-à-dire ayant vocation à fournir une prédiction, pour lesquels il peut être quantifié, mais qu'il s'applique également de façon qualitative pour les modèles ayant vocation à comprendre ou à scénariser. Pour les modèles ayant vocation à comprendre le fonctionnement du système représenté par exemple, l'erreur de prédiction n'existe pas, ou est moins importante, et pour les modèles dont l'objectif est de scénariser, le résultat peut consister en un classement des scénarios pour lequel la précision des résultats est également moins importante. Cependant, le bruit peut perturber l'interprétabilité des valeurs des paramètres. Ainsi, une complexité trop faible implique des paramètres correspondant à des variabilités agrégées difficiles à interpréter, et une complexité trop forte tend (i) soit à introduire des biais de représentation, (ii) soit à expliquer du bruit.

Il est à noter également que le compromis biais-variance est présenté ici pour des méthodes de calibration fondée sur l'utilisation de données, pour lesquelles il est quantifiable, mais qu'il s'applique également de façon qualitative pour des méthodes de calibration expertes (i.e. par un expert directement, ou en utilisant des valeurs de la littérature).

Complexité, réalisme et interprétabilité : « complexité nécessaire »

Une **seconde règle** sur la complexité afin d'atteindre une utilité optimale est que le modèle doit être « aussi complexe que nécessaire ». Cette règle relativement floue relie le niveau de complexité du modèle à ses caractéristiques techniques qui imposent la complexité « nécessaire » qui sont en particulier son **réalisme** et son **interprétabilité**. Ainsi s'esquisse une claire distinction entre modèles théoriques et abstraits, pour lesquels la complexité n'est pas nécessaire, et pour lesquels on cherche donc la plus faible complexité possible – (Figure 4-2 A), et modèles réalistes, pour lesquels la complexité nécessaire dépend du niveau de réalisme auquel le système est représenté - (Figure 4-2 B).

Pour les **modèles réalistes**, de nombreux auteurs s'accordent sur l'existence d'une zone de complexité appelée « *Medawar zone* » (Grimm *et al.*, 2005) au sein de laquelle l'utilité du modèle est optimale, et qui peut être relativement étroite (Figure 4-2 C). En effet, si l'ajout de paramètres et la représentation de nouveau processus permet dans un premier temps de gagner en réalisme et donc en utilité, au-delà d'une certaine complexité, le nombre de paramètres du modèle est si grand qu'il devient difficilement utilisable, voire incohérent lorsque l'on se rapproche de la limite des connaissances biologiques ou écologiques empiriques². Si l'existence théorique de

² Voir page suivante, Distribution de la complexité : cohérence.

la *Medawar Zone* (Grimm *et al.*, 2005) est désormais actée, aucune étude n’a essayé de déterminer ses limites, qui restent floues ou propres à chaque modèle. Cette nébulosité est en partie due à la définition de la complexité, pour laquelle aucune méthode de quantification ni aucune métrique ne fait encore consensus³.

La complexité nécessaire d’un modèle peut également être liée à l’**interprétabilité** du modèle, comme c’est le cas pour les modèles empiriques stylisés (Le Page, 2017) – (Figure 4-2 D). Ces modèles ayant vocation à être utilisés pour la **co-conception**, par exemple de stratégies de diversification avec plusieurs acteurs (décision collective) (par ex. Meunier *et al.*, 2022), ils doivent être connectés à la réalité, mais de façon stylisée pour que chaque utilisateur puisse en avoir une interprétation propre lui permettant de projeter ses idées. Selon Sun *et al.* (2016), la complexité du modèle pourrait également limiter la capacité des modèles agent-centrés (ou individus-centrés) à faire émerger des motifs ou des propriétés du système modélisé.

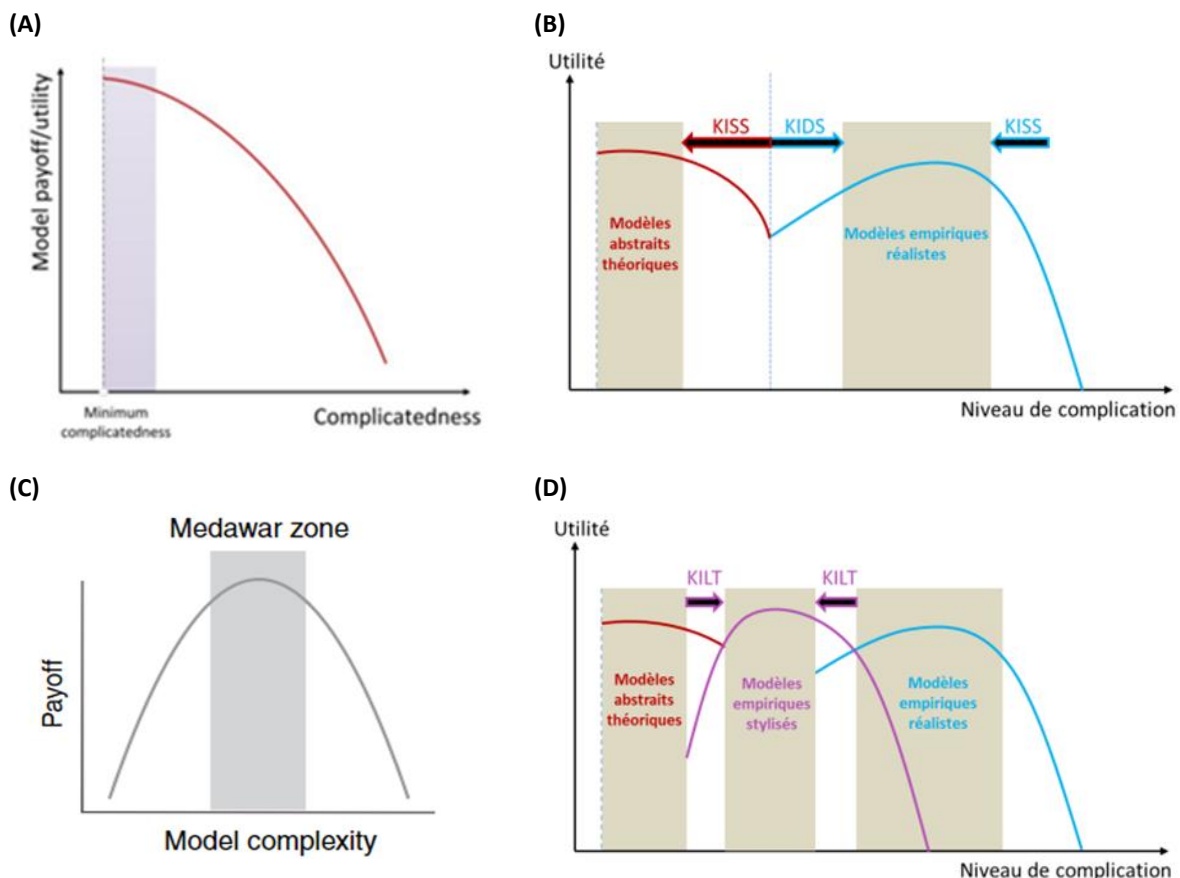
Figure 4-2. Différents optimums d’utilité (*payoff* ou *utility* en anglais) en fonction de la complexité (ici synonyme de niveau de complication, *complicatedness* ou *complexity* en anglais) peuvent être définis en fonction des caractéristiques du modèle

(A) Evolution de l’utilité d’un modèle abstrait ou théorique en fonction de sa complexité. Source : Sun *et al.* (2016).

(B) Evolution de l’utilité de modèles abstraits ou théoriques (en rouge) et de modèles réalistes (en bleu) en fonction de leur complexité – l’acronyme KISS pour « *Keep It Simple (,) Stupid* » introduit par Axelrod (1997) enjoint à privilégier la simplicité du modèle, l’acronyme KIDS pour « *Keep It Descriptive (,) Stupid* » introduit par Edmonds et Moss (2004) enjoint à privilégier le réalisme du modèle. Source : Le Page (HDR, 2017) d’après Sun *et al.* (2016).

(C) Evolution de l’utilité (*payoff*) d’un modèle réaliste en fonction de sa complexité. La « *Medawar zone* » correspondant à la zone de complexité optimale vis-à-vis de l’utilité est la zone grisée sur la figure. Source : Grimm *et al.* (2005).

(D) Evolution de l’utilité d’un modèle en fonction de sa complexité pour des modèles « empiriques stylisés » - l’acronyme KILT pour « *Keep It a Learning Tool* » introduit par Le Page (2017), est une approche de type « empirique stylisée » qui enjoint à privilégier l’interprétabilité du modèle. Source : Le Page (2017).



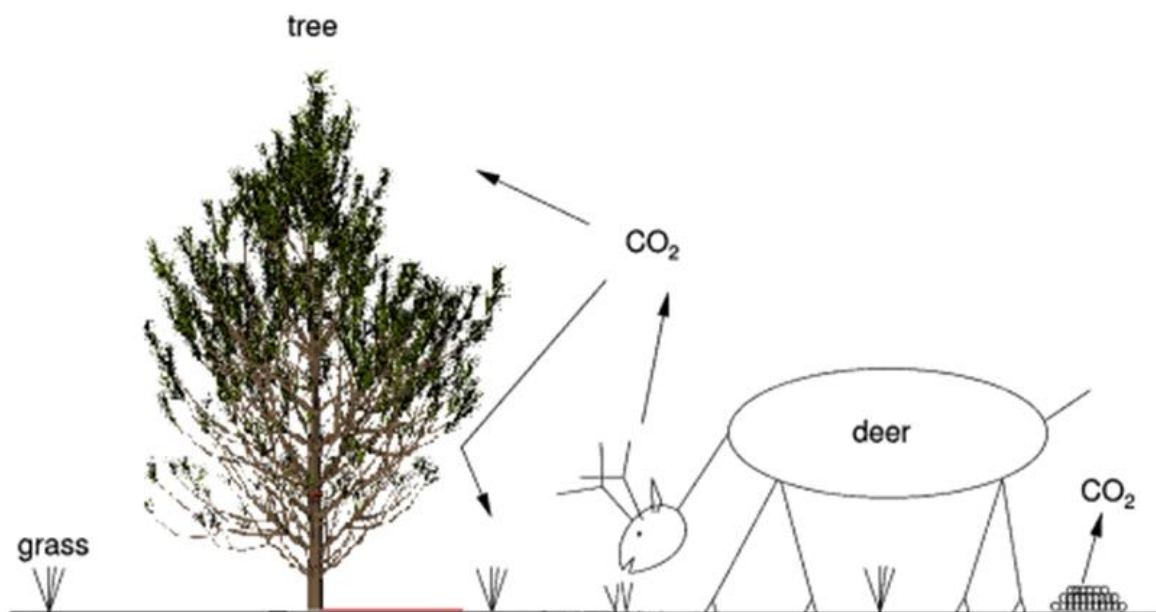
³ Voir définition de la complexité en 4.1.3.

Distribution de la complexité : cohérence

Au sein d'un modèle, chaque paramètre a vocation à expliquer une partie de la variance d'une composante du système modélisé. Une **troisième règle** sur la complexité d'un modèle portant sur la distribution de la complexité entre les différentes composantes modélisées est celle de la **cohérence** d'ensemble, qui stipule que l'introduction de chaque nouveau paramètre pour une composante du modèle doit contribuer à expliquer une part de la variance de la composante qui ne soit pas négligeable devant celle des autres composantes étudiées. Dans les cas où la cohérence d'ensemble n'est pas respectée, on parle de **sur-paramétrisation** d'une des composantes du système (voir exemple en Figure 4-3).

Figure 4-3. Schématisation d'un écosystème simple et des flux de carbone entre différents compartiments (cerf, herbes et arbres).

Dans cet exemple, les compartiments « cerf » et « herbes » sont représentés par une variable, et le compartiment arbre, simulé à l'aide du simulateur d'architecture AmapSim (~30 paramètres), est sur-paramétré. Adapté d'après Haefner (2005), la représentation de l'arbre provient du simulateur AMAPSim (Barczy *et al.*, 2008) (visualisation par le software AMAPStudio).



Lorsqu'un modèle est surparamétré, il introduit une complexité qui n'est pas nécessaire et n'est donc pas aussi simple que possible. En d'autres termes, il contrevient à la première règle sur la complexité, et son utilité s'en trouve donc réduite. La diminution de son utilité peut être liée à une diminution de son interprétabilité. En effet, dans le meilleur des cas, les paramètres de la composante surparamétrée n'auront indépendamment que trop peu d'influence sur les résultats du modèle pour être correctement calibrés, rendant leur interprétation inutile. La diminution de l'utilité d'un modèle surparamétré peut également provenir d'une diminution de sa précision dans le cas plus délicat où les paramètres de la composante surparamétrée contribuent à expliquer les variances plus fortes émanant des autres composantes du modèle, engendrant une variance plus forte dans la prédiction de la composante surparamétrée (il s'agit du compromis biais-variance, appliqué à la composante surparamétrée).

Tout modèle reposant nécessairement sur des entrées fixées, la surparamétrisation n'intervient que pour des modèles représentant plusieurs composantes en interaction. Dans les cas où la variance du modèle peut être estimée, il est possible de calculer des critères statistiques comme le critère d'Akaike (AIC) ou le *Bayesian Information Criterion* (BIC) afin de déterminer si l'ajout d'un nouveau paramètre contribue bien à réduire la variance de la composante modélisée (ou du modèle), sans en augmenter trop la complexité. De manière générale mais plus imprécise, il est aussi possible de mobiliser des connaissances biologiques sur les ordres de grandeur des amplitudes des effets de chaque composante ou processus modélisés, et d'en déduire le degré de complexité à accorder à chacun d'entre eux.

Tableau 4-1. Objectifs techniques et complexité

Les approches à privilégier correspondent aux approches présentées dans la Figure 4-2. L'acronyme KISS pour « *Keep It Simple (,) Stupid* » introduit par Axelrod (1997) enjoint à privilégier la simplicité du modèle, l'acronyme KIDS pour « *Keep It Descriptive (,) Stupid* » introduit par Edmonds et Moss (2004) enjoint à privilégier le réalisme du modèle. L'acronyme KILT pour « *Keep It a Learning Tool* » introduit par Le Page (HDR 2017), est une approche de type « empirique stylisée » qui enjoint à privilégier l'interprétabilité du modèle.

Objectif technique	Lien avec la complexité	Approches à privilégier KISS, KIDS ou KILT
Généricité	La généricité du modèle nécessite généralement une relative simplicité	KISS
Réalisme	L'objectif de réalisme tend à augmenter la complexité du modèle	KIDS
Précision	L'objectif de précision est lié à la complexité par le compromis biais-variance	KISS
Interprétabilité	A complexité trop faible, les paramètres du modèle peuvent être difficile à interpréter (théorique). À complexité élevée, une augmentation de complexité peut nuire à l'interprétabilité du modèle.	KILT
Solvabilité	De manière générale la solvabilité du modèle n'est garantie que pour des complexités relativement faibles.	KISS
Efficience	L'efficience du modèle décroît avec sa complexité.	KISS

4.1.4. Calibration

Un modèle mécaniste tâche de représenter un système en se basant sur des processus biologiques et physiques. Ce modèle contient généralement des inconnues qui peuvent prendre la forme de paramètres (par ex. paramètre de diffusion d'une espèce) ou de fonctions (ex. taux de reproduction en fonction de la densité de population).

La calibration d'un tel modèle consiste à ajuster ces inconnues de façon à atteindre une représentation du système modélisé qui satisfasse un critère prédéfini, dans le meilleur des cas une forme d'adéquation aux données. De par la nature même des modèles mécanistes, les paramètres sont généralement associés à des grandeurs physiques ou biologiques. Dans certains cas, les valeurs de ces paramètres peuvent donc être directement mesurées, par exemple au travers d'expériences de laboratoire (ex. expériences en manège de vol qui permettent de mesurer la mobilité d'insectes, (Battisti *et al.*, 2015). Dans d'autres situations, ces valeurs peuvent être fixées sur la base d'une connaissance experte. Les experts peuvent être d'autres scientifiques, les parties prenantes (agriculteurs) ou le modélisateur lui-même.

Lorsque les valeurs des paramètres ne peuvent pas ou peuvent difficilement être mesurées, la calibration du modèle consiste en l'estimation de ces paramètres. Cette forme de calibration diffère fortement de la connaissance experte et de la mesure expérimentale, en ce que ces dernières fournissent une valeur de paramètre directement, alors que les méthodes d'estimation sont basées sur l'exécution du modèle et l'ajustement des valeurs des paramètres en fonction des données et des résultats préliminaires fournis par le modèle. Cette approche, plus globale au sens où l'ensemble des inconnues du modèle sont estimées en parallèle, offre certains avantages par rapport à la connaissance experte et la mesure directe. D'une part, elle est moins dépendante de l'interprétation, souvent inexacte du paramètre (ex. l'interprétation d'un coefficient de diffusion est moins évidente qu'il n'y paraît (Roques, 2013). D'autre part, la valeur d'un paramètre dans des conditions données (ex. en conditions de laboratoire) n'est pas nécessairement transférable à d'autres conditions. Enfin, les valeurs des paramètres peuvent être liées entre elles, ce qui nécessite une estimation jointe. En estimant les paramètres d'un modèle à partir de données de terrain, on s'assure que le comportement global du modèle sera cohérent avec ces mêmes données, tout en évitant d'organiser une expérience pour chaque paramètre à mesurer. Pour estimer les paramètres, il s'agit de faire le lien entre une vision mécaniste du phénomène étudié et des données représentant ce phénomène ou des données qui en sont dérivées. Dans les approches dites « mécanistico-statistiques », les données sont représentées comme des sorties d'un modèle probabiliste d'observation conditionné par le modèle mécaniste (Papaix *et al.*, 2022).

Ce type d'approche offre suffisamment de souplesse pour être adapté à une gamme importante de modèles mécanistes et de données. En particulier, il n'est pas nécessaire que les sorties du modèle et les données soient commensurables (p ex on peut utiliser des données de présence/absence avec un modèle mécaniste représentant des densités de population de ravageurs).

Au-delà du type de données disponibles qui est bien sûr un facteur important, le type de calibration à retenir (connaissance experte / mesure directe d'un paramètre / estimation globale des paramètres à partir de données de terrain) dépend de plusieurs facteurs :

- D'une part, des objectifs du modèle. Les modèles pour la recherche avec des objectifs de compréhension ne nécessitent pas nécessairement de calibration, certains résultats, notamment qualitatifs ne dépendant pas des valeurs précises des paramètres. Lorsque le modèle n'a pas vocation à être précis, dans la démarche d'une preuve de concept, une calibration experte peut également être suffisante. Lorsque l'objectif est de prédire ou scénariser, une estimation des paramètres à partir de données de terrain semble préférable, pour éviter les écueils mentionnés ci-dessus (interprétation inexacte du paramètre, non-transférabilité). Certaines méthodes d'estimation fournissent par ailleurs des distributions de paramètres (ex. méthodes bayésiennes), pouvant être utilisées pour calculer des intervalles de confiance associés aux prédictions et scénarios.
- D'autre part des caractéristiques techniques du modèle, notamment son efficacité. L'estimation des paramètres d'un modèle à partir de données de terrain nécessite de nombreuses exécutions du modèle. Lorsque le modèle a une faible efficacité, cette estimation devient impossible, et les paramètres doivent être mesurés indépendamment (connaissance experte, mesure directe ou éventuellement estimation d'un modèle simplifié type « briques élémentaires » cf. 4.2.4).
- Enfin, de la complexité du modèle. Un modèle avec un grand nombre de paramètres posera des problèmes d'identifiabilité ne permettant pas toujours une estimation à partir de données de terrain (sur-paramétrisation).

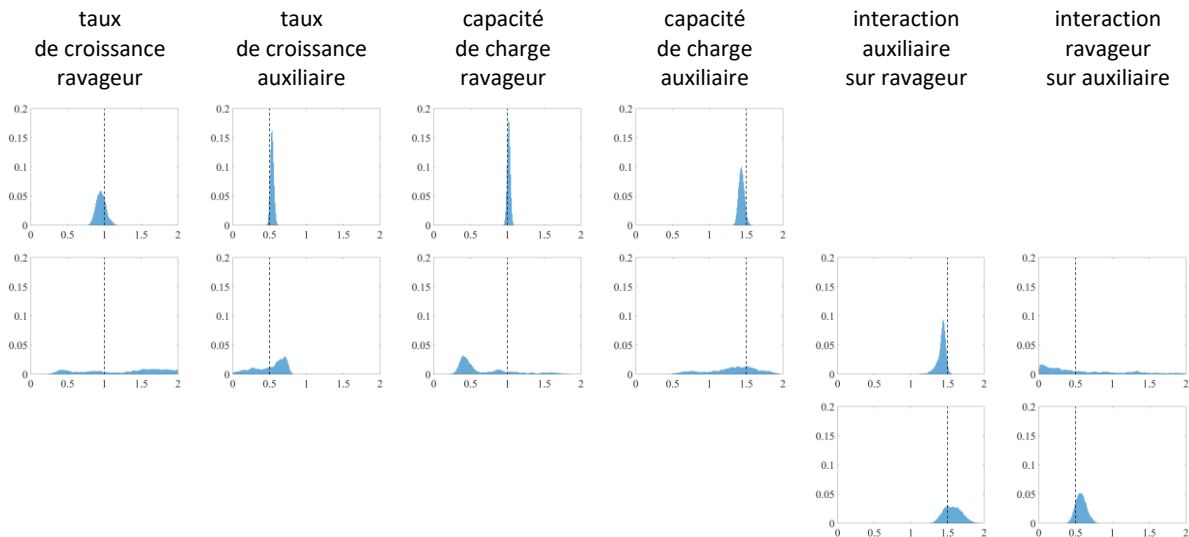
Souvent, il s'agira, en fonction de ces différents facteurs et pour éviter les problèmes de sur-paramétrisation, de fixer dans un premier temps certains paramètres à partir de connaissance experte ou de mesure directe, puis d'estimer les autres à partir de données de terrain. Comme évoqué ci-dessus, la disponibilité ou la qualité des données utilisées constitue une contrainte technique majeure. La qualité et la quantité des données interviennent de façon d'autant plus importante lorsque le modèle fait intervenir des interactions biotiques entre plusieurs compartiments, du fait d'une forte sensibilité aux paramètres d'interaction (Martinet et Roques, 2022 ; Gascuel-Oudoux *et al.*, 2022). La Figure 4-4 illustre, à partir d'une méthode mécanistico-statistique appliquée à un modèle-jouet, comment l'introduction d'interactions entre compartiments (briques élémentaires) influence la qualité de l'estimation : les paramètres sont bien estimés lorsque les compartiments sont indépendants ; mal estimés (et avec une forte incertitude) lorsqu'une interaction est introduite ; une bonne estimation est possible à partir de deux jeux de données distincts, le premier permet d'estimer de façon indépendante les paramètres de chacun des deux compartiments (éventuellement à partir d'une connaissance experte), le second permet d'estimer les paramètres d'interaction.

L'utilisation de données simulées intervient essentiellement dans l'étape de validation. Il s'agit de vérifier si la méthode d'estimation est *a minima* efficace dans un contexte idéal, dans lequel le modèle offrirait une très bonne représentation du système étudié. Il s'agit de simuler des données *via* un modèle très proche mais différent (on peut par exemple modifier la résolution spatiale du modèle) et dont les paramètres sont connus, puis de vérifier si ces paramètres peuvent être correctement estimés. Les données simulées peuvent également être utilisées pour une « validation conceptuelle » du modèle, afin de vérifier si les processus sélectionnés, les concepts et les hypothèses sont appropriés (Rykiel, 1996). Comme indiqué dans cet article, la question de la validation est épineuse, mais essentielle pour la crédibilité du modèle. Lorsque des données sont disponibles, il s'agit grossièrement d'utiliser une partie des données pour la calibration, puis de comparer les prédictions du modèle avec un jeu de données indépendant (Goodall, 1972) ; il est également possible d'utiliser des techniques de validation croisée.

Figure 4-4. Estimation mécanistico-statistique des paramètres d'un système d'équations différentielles décrivant une dynamique ravageur-auxiliaire de culture, à partir de données bruitées sur le nombre d'individus de chaque espèce au cours du temps

En haut : distribution (posterior) de chacun des paramètres, lorsque les deux espèces sont indépendantes ; au milieu : distribution (posterior) de chacun des paramètres, lorsque les deux espèces sont en interaction ; en bas : distribution (posterior) des paramètres d'interaction lorsque les deux espèces sont en interaction, les quatre autres paramètres étant supposés connus (connaissance experte exacte).

Les lignes pointillées noires correspondent aux valeurs réelles des paramètres.



4.1.5. Conclusion intermédiaire

La combinaison de plusieurs modèles élémentaires en un unique modèle, permettant par exemple d'appréhender des combinaisons entre différents modes de diversification, risque de conduire à une augmentation de la complexité du modèle obtenu. Cette complexité résulte de l'addition du nombre de paramètres de chacun des modèles, mais aussi de la nécessaire définition de paramètres ou de fonctions régissant les interactions entre les sous-modèles élémentaires. Cette combinaison est également source d'une diminution de l'efficacité du modèle global ainsi défini. Une plus grande complexité et une moindre efficacité entraînent un glissement vers une moindre utilité, d'une part pour les modèles pour la recherche avec des objectifs de compréhension, et d'autre part pour les modèles pour la décision, à cause de difficultés de calibration et d'une augmentation du temps de calcul.

Les situations où la combinaison est envisageable, semblent être celles où les modèles initiaux sont bien calibrés, et où des jeux de données supplémentaires vont permettre de calibrer les paramètres d'interaction du modèle global. En dehors de cette situation, il semble préférable de développer un modèle global *ad hoc*, dont le niveau de complexité n'excède pas celui des sous-modèles initiaux, qui n'est donc pas obtenu par simple couplage des modèles initiaux, et dont les paramètres pourront être ré-estimés pour prendre en compte des dépendances éventuelles. L'hybridation entre modèles mécanistes et approches statistiques ou approches d'apprentissage, en introduisant des contraintes biophysiques jusqu'ici non prises en compte dans les méthodes empiriques pourrait également constituer une piste pour l'étude des liens entre diversification et régulation naturelle.

Encadré 4-2. Les modèles empiriques

Comme indiqué en début de Chapitre, l'analyse se concentre sur les modèles mécanistes, fondés sur la représentation des processus biologiques et physiques sous-tendant les effets de la diversification végétale sur la régulation naturelle. De nombreuses autres approches, que l'on peut qualifier de « phénoménologiques », étudient directement ou indirectement ces effets *via* l'analyse statistique de données. Il s'agit principalement de modèles de type GLM, GLMM, GAMM et leurs extensions, qui permettent d'établir des corrélations entre paysages, populations de ravageurs, populations d'ennemis naturels et fréquence des traitements phytosanitaires (Rusch *et al.*, 2016 ; Etienne *et al.*, 2022 ; Paredes *et al.*, 2020 ; Rosenheim *et al.*, 2022). Ces approches permettent d'appréhender des interactions trophiques multiples, notamment entre plusieurs ennemis naturels et un ravageur, et leur dépendance au niveau de complexité du paysage (Martin *et al.*, 2012). Ces méthodes GLM peuvent être couplées avec l'utilisation d'indices de diversité (Fabre *et al.*, 2021). Certaines études font également appel à des techniques d'agrégation de modèles (Karp *et al.*, 2018) pour évaluer les liens entre biocontrôle et composition du paysage. D'autres approches phénoménologiques font appel à des modèles bayésiens hiérarchiques (Collectif BIOBAYES, 2015) pour caractériser les effets de la composition du paysage (proportion de chaque variété) sur la régulation naturelle de maladies (Papaix *et al.*, 2011). Ces questions peuvent également être abordées *via* des approches statistiques très simples (ex. tests de comparaison de moyenne) dans certains travaux (Zhu *et al.*, 2000).

Comme dans les autres disciplines, les attentes sont élevées en ce qui concerne les méthodes d'apprentissage. Elles constituent de puissants outils d'analyse de données massives et commencent à montrer des résultats prometteurs dans le domaine agricole (Kamilaris et Prenafeta-Boldu, 2018). Les méthodes d'apprentissage automatique (ex. forêts d'arbres décisionnels) peuvent déjà dans certains cas surpasser les modèles statistiques classiques pour prédire les abondances de ravageurs et d'ennemis naturels (Rouabah *et al.*, 2022). Couplées avec des techniques de piégeage photographique, les méthodes d'apprentissage par réseaux de neurones pourraient permettre d'acquérir des jeux de données pertinents pour estimer certaines interactions biotiques (De Heij et Willenborg, 2020 ; Kirkeby *et al.*, 2021). Les travaux faisant intervenir des méthodes d'apprentissage restent toutefois pour le moment peu nombreux sur la question particulière des effets de la diversité végétale sur la régulation des bioagresseurs.

Il existe également des approches hybrides entre modèles empiriques et modèles mécanistes. Ci-dessus (4.1.4), nous avons déjà évoqué les approches mécanistico-statistiques, faisant intervenir une triade modèle mécaniste pour décrire le système - modèle probabiliste pour décrire les données conditionnellement à l'état du système - approche statistique pour estimer les paramètres. D'autres approches utilisent des modèles mécanistes pour générer des jeux de données de type ravageur-ennemi naturel dans des paysages hétérogènes, ces jeux de données étant par la suite analysés en utilisant des modèles statistiques (processus de points spatio-temporels) (Zamberletti *et al.*, 2022), pour en déduire des liens entre structure du paysage et efficacité du biocontrôle. Des couplages entre méthodes d'apprentissage et approches mécanistes commencent à émerger dans d'autres disciplines, avec notamment les PINNs (Physics-informed neural networks, (Raissi *et al.*, 2019)), qui permettent, à la manière des approches mécanistico-statistiques, d'introduire des contraintes liées aux processus sous-jacents, permettant de limiter les besoins en données dans les méthodes d'apprentissage.

4.2. Démarche adoptée pour l'analyse des modèles

Cette section présente dans un premier temps (4.2.1) la méthode utilisée pour la constitution du corpus bibliographique, reposant principalement sur des interrogations systématiques du Web of Science (WoS). Dans un second temps (4.2.2), elle dresse un portrait d'ensemble de ce corpus à l'aide d'une analyse textuelle des titres et des résumés des articles du corpus par l'outil de *Network Mapping* de *CorText*, complétée par une présentation des maillons des chaînes trophiques représentées par les modèles. Dans un troisième et dernier temps (4.2.3), elle présente la méthode utilisée pour l'analyse détaillée des articles du corpus, c'est-à-dire l'ensemble des éléments que l'analyse tâchera de relever dans chaque article, ainsi que la représentation simplifiée et standardisée de chaque modèle utilisée pour faciliter leur comparaison.

4.2.1. Méthode de constitution du corpus

Requêtes du WoS

La constitution du corpus repose principalement sur une interrogation systématique du Web of Science (WoS) combinant les requêtes utilisées dans le Chapitre 3 de l'ESCO avec la liste de mots-clefs suivante traduisant la notion de modélisation constituée dans le cadre d'une réflexion prospective interdisciplinaire conduite par INRAE en 2017-2020 (ARP Agroécologie⁴) :

(Modélisation) = (model OR models OR modeli* OR simulat* OR algorithm* OR computation* OR program OR programs).

Les mots-clefs « modélisation » ont été d'abord recherchés parmi les articles du corpus du Chapitre 3 (Requête 1 dans le Tableau 4-2). En complément, ils ont été utilisés en combinaison avec les listes de mots-clefs établies dans le Chapitre 3 pour décrire chaque mode de diversification, afin d'interroger l'ensemble du WoS (Requête 2), ou plus spécifiquement le sous-ensemble des journaux traitant de modélisation (Requête 3).

Tableau 4-2. Présentation des 3 requêtes utilisées pour la constitution du corpus modélisation.

Les composantes « *Bioagresseurs* », « *Ennemis naturels* », « *Milieu agricole* » et « *Diversification* » proviennent des requêtes utilisées pour constituer le corpus bibliographique du Chapitre 3. Les indications entre parenthèses sur chaque composante indiquent les champs interrogés (TI : titre de la référence ; AB : résumé ; AK : mots-clefs auteurs). La composante « *Corpus du Chapitre 3 de l'ESCO* » indique que la requête a été effectuée sur ce corpus, et la composante « *Journaux de modélisation* » est une liste de revue à comité de lecture spécialisées en modélisation. Une description plus détaillée de chacune de ces composantes est disponible en Annexe 4-1.

Requête 1	(Modélisation (TI-AB-AK)) AND (Corpus du Chapitre 3 de l'ESCO)
Requête 2	(Modélisation (TI)) AND (Milieu agricole (TI-AB-AK)) AND (Diversification (TI-AB-AK)) AND (Régulation naturelle (TI-AB-AK))
Requête 3	(Modélisation (TI-AB-AK)) AND (Milieu agricole (TI-AB-AK)) AND (Diversification (TI-AB-AK)) AND ((Bioagresseurs (TI-AB-AK)) OR (Ennemis naturels (TI-AB-AK))) AND (Journaux de modélisation)

Traitement (Ajouts et Tris)

A l'issue de cette première étape de constitution, la taille du corpus s'élève à 399 **références**, qui ont ensuite été triées sur la base de la lecture des titres et des résumés de chaque article selon les critères suivants :

⁴ <https://www.inrae.fr/actualites/prospective-interdisciplinaire-agroecologie>

(i) La référence doit mentionner au moins un bioagresseur ou un ennemi naturel. Par exemple, plusieurs travaux portant sur des espèces animales (bovins, tortues, canards), mais plus couramment des travaux portant exclusivement sur la croissance des plantes cultivées ont été écartés.

(ii) La référence doit porter sur au moins un mode de diversification. Par exemple, de nombreux travaux sur la résistance aux pesticides ou sur les OGM ne mentionnant pas de modes de diversification ont été écartés.

(iii) La référence doit concerner une application en milieu agricole. Par exemple, quelques travaux portant sur des cultures sous serres ont été écartés.

(iv) La référence doit analyser les effets de la diversité végétale sur la régulation des bioagresseurs. Par exemple, plusieurs travaux traitant uniquement des aspects socio-économiques ont été écartés.

(v) La référence doit présenter un réel travail de modélisation. Par exemple, les mots-clés de « *model* », de « *simulate* » ou de « *program* » peuvent être utilisés en dehors du contexte de la modélisation, notamment dans les publications plus anciennes.

(vi) La référence doit présenter une approche mécaniste étant donné l'angle d'analyse adopté dans ce chapitre. Ce tri, qui a parfois nécessité de lire la section méthode des articles en cas de doute, a écarté en particulier les travaux utilisant uniquement des méthodes de traitement statistiques des données (analyse de variance, ou analyse en composante principale par exemple), ou des modèles linéaires généralisés, ou linéaires généralisés mixtes (GLM, GLMM), ou encore des méthodes d'apprentissage (non-supervisée, ou supervisée par exemple de *deep learning*). Ont été écartées à cette occasion également les rares références utilisant des approches hybrides, c'est-à-dire combinant un modèle mécaniste avec un modèle de traitement de données (= d'observations), comme les approches mécanistico-statistiques, ou les réseaux bayésiens hiérarchiques.

A l'issue de ce premier tri, la taille du corpus s'élève à **108 références**. En complément, 13 autres références du Chapitre 3 signalées par les experts comme traitant de modélisation (bien que non collectées par la requête 1 ci-dessus) ont été ajoutées manuellement au corpus. Huit autres références ont été ajoutées au corpus, principalement des travaux de synthèse connus des experts du comité d'encadrement de la présente mission dans le cadre de leurs propres activités de recherche. A cette étape, la taille du corpus est de **129 références**, dont 11 travaux de synthèse, et 34 articles du corpus déjà cités dans ces travaux de synthèse. Le corpus contient 75 modèles, listés en Annexe 4-2. Dans la suite de ce document, les modèles sont désignés par leur nom (le lecteur trouvera les références associées dans l'Annexe 4-2).

4.2.2. Analyse bibliométrique du corpus

Cette partie s'attache à décrire les objets abordés dans le corpus. Dans un premier temps, une analyse textuelle des 129 références a été réalisée, visant à identifier les thématiques les plus abordées dans le corpus. Dans un second temps, une analyse des chaînes trophiques décrites par les modèles du corpus présente les cultures, les bioagresseurs et les ennemis naturels les plus étudiés.

4.2.2.1. Analyse textuelle

La plateforme CorText⁵ développée par le LISIS⁶ met à disposition plusieurs outils dédiés à l'analyse de corpus de textes. En particulier, CorText dispose d'un outil de *Network Mapping* permettant de représenter les fréquences et les cooccurrences d'une liste de termes clefs dans un corpus, sous la forme d'une cartographie de termes. Cette cartographie n'a pas vocation à présenter en détail le contenu du corpus mais simplement à identifier les thématiques les plus fréquemment abordées (Figure 4-5).

Deux listes de termes clefs ont été construites, en identifiant les 25 et les 100 termes les plus fréquents dans les titres et les résumés des articles du corpus. De ces listes ont été retirés à la main les termes n'indiquant rien sur la teneur de l'article comme les termes très génériques de « *model* » ou de « *analysis* » par exemple. A partir de

⁵ <https://www.cortext.net/>

⁶ <http://umr-lisis.fr/>

chacune de ces listes a été générée une cartographie de termes, c'est-à-dire un réseau (i) dont chaque point correspond à un terme de la liste, pondéré par sa fréquence dans les textes du corpus, et (ii) au sein duquel la distance entre deux points dépend de la proximité des deux termes correspondants, c'est-à-dire de la probabilité de cooccurrence des deux termes dans un texte du corpus. De plus, sur la base de cette cartographie l'outil de *Network Mapping* de Cortext regroupe les termes en plusieurs classes en fonction de leur proximité (voir Figure 4-5). Ces cartographies de termes et les différentes classes identifiées par l'outil de *Network Mapping* de CorText permettent de visualiser rapidement et simplement les différentes thématiques traitées et leur degré de couverture au sein du corpus.

Par exemple, on retrouve sur la cartographie **(A)** (cartographie avec 25 termes), une classe de termes relatifs aux **adventices** et à leur **régulation** (en orange, avec les termes de « *weed density* », « *weed species* » et « *weed control* » en particulier) en particulier grâce aux **rotations** (avec le terme de « *crop sequences* »). On retrouve la même classe de termes (en orange) sur la cartographie **(B)** (cartographie avec 100 termes) en plus étoffée avec plus de termes relatifs aux adventices (« *weed population dynamics* », « *weed infestations* »), dont notamment des termes relatifs aux graines (« *weed seedbank* », et « *seed production* »).

Sur les deux cartographies, on retrouve également une classe de termes relatifs aux **agents pathogènes** (en beige **(A)** et beige clair **(B)**, avec le terme de « *pathogen population* ») et à leur **régulation** (« *disease control* », « *disease dynamics* ») par le déploiement de **variétés résistantes** (« *plant resistance* », « *resistant varieties* », « *crop resistance* », « *resistance genes* » pour **(A)** précisé dans **(B)** par le terme de « *resistance deployment* »). Ce déploiement peut se faire en **mélange** (« *cultivar mixtures* » dans **(A)**, précisé par « *mixture components* » dans **(B)**) ou à l'échelle du **paysage** (« *landscape level* » dans **(B)**). S'ils n'apparaissent pas dans **(A)** les enjeux de durabilité des résistances sont présents dans **(B)**, avec les termes de « *resistance durability* » et de « *pathogen evolution* ».

Les deux classes restantes (verte et bleue) sur la cartographie **(A)** ne contiennent pas suffisamment de termes pour être interprétées. En utilisant la liste de 100 termes pour réaliser la cartographie **(B)**, une thématique semble cependant se dégager pour chacune de ces classes. La première classe (en vert clair dans les cartographies **(A)** et **(B)**) regroupe des termes relatifs aux populations d'**insectes** (« *insect pest* », « *insect population* » dans **(B)**) et à leur **régulation** (« *pest control* », « *pest management* », « *integrated pest management* »). La seconde classe (en bleu dans **(B)**) regroupe des termes relatifs aux **paysages** (« *landscape composition* » et « *non-crop habitats* ») et aux **services écosystémiques** en particulier celui de **régulation naturelle** (« *ecosystem services* », « *pest control services* », « *biological pest control* », « *biological control* ») notamment via l'activité des **ennemis naturels** (« *natural enemies* » qui est un des termes les plus fréquents du corpus). Les ennemis naturels assurant principalement la régulation naturelle des populations d'insectes, ces deux classes sont proches dans la cartographie **(B)**, et difficilement distinguables dans la cartographie **(A)**.

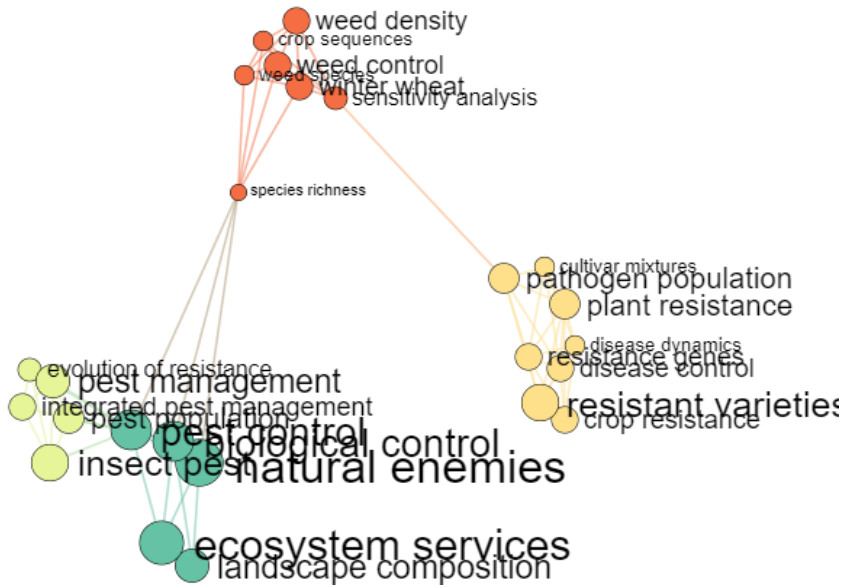
Enfin, une dernière classe difficilement interprétable et sensiblement isolée des autres est distinguée par l'outil CorText (en rouge) dans la cartographie **(B)**. Elle semble regrouper des termes autour de la thématique de la **diversité spécifique** (« *species diversity* », « *plant species* », et « *species richness* »). Elle contient également le seul terme relatif aux **nématodes** (« *plant-parasitic nematodes* »), dont la fréquence est par ailleurs faible.

Ainsi donc, le corpus constitué pour cette section sur la modélisation semble être représentatif des catégories de bioagresseurs et des modes de diversification étudiés majoritairement dans le cadre de l'ESCo. On notera toutefois le faible nombre voire l'absence de travaux sur les nématodes, les gastéropodes et les mammifères (qui sont également rares dans la bibliographie du Chapitre 3).

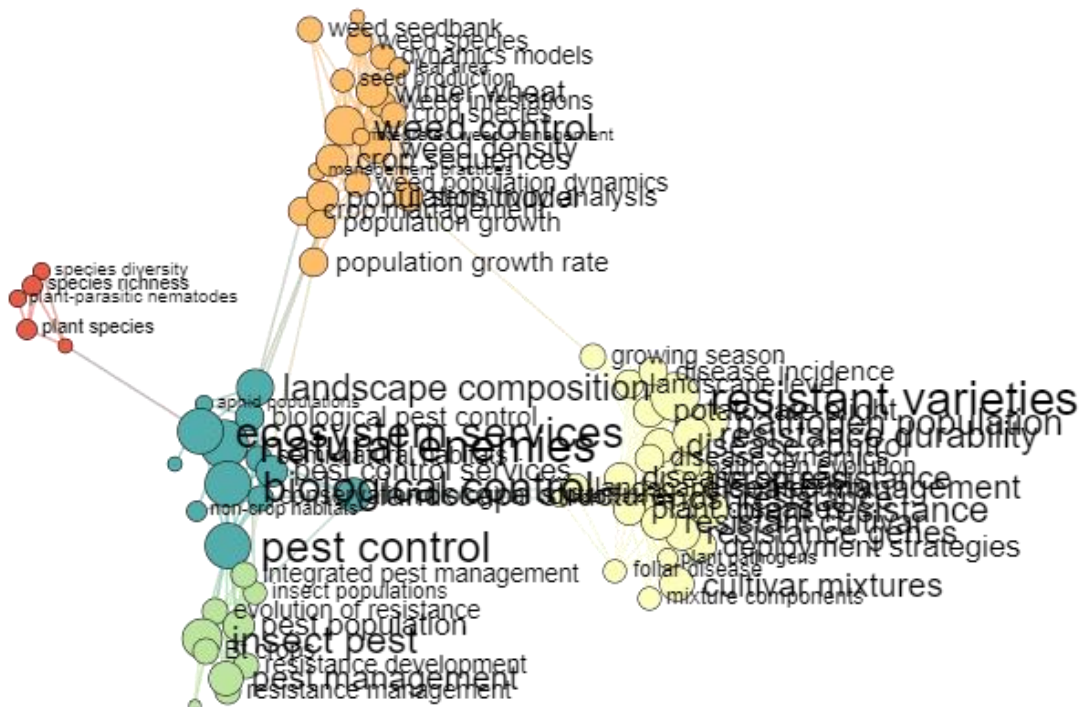
Figure 4-5. Analyse du corpus par l’outil de Network Mapping de CorText, fondée sur l’analyse des fréquences et des cooccurrences de termes dans les titres et les résumés des articles.

Sur les deux figures, chaque terme clef est écrit en toute lettre et associé à un point. La taille des termes et des points correspond à leur fréquence dans le corpus. Le nombre de cooccurrences de deux termes clefs, c’est-à-dire le nombre de fois où ces deux termes apparaissent dans le même texte (titre ou résumé d’article) est représenté par un lien (droite) entre les deux termes. La taille des liens correspond au nombre de co-occurrences, et en dessous d’un certain seuil les liens ne sont pas représentés. Les distances entre les termes au sein du réseau sont calculées par l’outil CorText et représentent leur proximité, c’est-à-dire leur probabilité de co-occurrence. L’outil de CorText construit enfin des classes (dont le nombre n’est pas fixé) regroupant les termes en fonction de leur proximité. Ces classes (ou clusters), au nombre de 4 pour (A) et de 5 pour (B) sont indiquées par les différentes couleurs sur les deux figures.

A : Réseau des cooccurrences des 25 termes les plus fréquents du corpus (CorText).



B : Réseau des cooccurrences des 100 termes les plus fréquents du corpus (CorText).



4.2.2.2. Modes de diversification végétale

La Figure 4-6 représente l'ensemble des modèles du corpus selon les objets qu'ils représentent : (i) le(s) mode(s) de diversification (en se référant à la typologie des modes de diversification présentée dans le Chapitre 3 de l'ESCO) et (ii) les types d'organismes (bioagresseurs et/ou ennemis naturels).

Figure 4-6. Présentation des modèles du corpus en fonction du mode de diversification et de la catégorie de bioagresseur (ou d'ennemis naturels) étudiée.

Chaque modèle peut représenter plusieurs modes de diversification. Les modèles traitant simultanément des ennemis naturels et des insectes ravageurs sont représentés dans les deux lignes (suivi de l'indication « IN » ou « EN »). Les nuances de vert représentent le nombre de modèles étudiant le croisement Mode de diversification x Catégorie de bioagresseur. Quatre modèles ne font pas mention d'un ou de plusieurs modes de diversification en particulier (IPSIM, WHEATPEST, RICEPEST et le modèle de Xia *et al.*) et ne sont donc pas présentés sur la figure, ce qui porte le nombre de modèles présentés à 71.

	Arrangement spatial intraparcellaire	Mélange variétal	Association interspécifique	Mosaïque paysagère	Éléments semi-naturels	Rotations	Mosaïque paysagère dynamique
Insectes	COSMOS Garcia et al. Hambäck et al. Hannunen Holden et al. Potgieter et al.	PESTonFARM	Atallah et al. COSMOS Garcia et al. Hambäck et al. Hannunen Holden et al. Mosaic-Pest PESTonFARM Rallsback et Johnson IN	Bianchi et Vand der Werf IN Bourhis et al. Crowder et al. Jonsson et al. IN Mosaic-Pest Onstad et al. PESTonFARM Rallsback et Johnson IN Richter Roitberg IN Spiesman et al. IN Yakob et al.	Bianchi et Vand der Werf IN Jonsson et al. IN Mosaic-Pest Rallsback et Johnson IN Roitberg IN Tyson et al. Yakob et al.	COSMOS Crowder et al. Mosaic-Pest Onstad et al. Spiesman et al. IN	Crowder et al. Garcia et al. Mosaic-Pest Onstad et al. Spiesman et al. IN
Adventices	Evers et Bastiaans FLORSYS INTERCOM		Davis et al. FLORSYS INTERCOM Van Mourik et al.	FLORSYS Gonzalez_Dias et al. Ricci et al.	Blumenthal et Nicholas FLORSYS Ricci et al.	ALOMYSYS FLORSYS Gonzalez_Andujar et Fernandez-Quintanilla Gonzalez_Dias et al. INTERCOM Jordan et al. Ricci et al. Smith et al. Van Mourik et al.	FLORSYS Gonzalez_Dias et al.
Agents pathogènes	Gigot et al. Sapoukhina et al. (1) Sapoukhina et al. (2) Suzuki et al. Vidal et al. Xu et Ridout Xu (1)	Gigot et al. Jager et al. Rimbaud et al. (2) Lo pelzer et al. (1) Lo pelzer et al. (2) Marabeni et al. Sapoukhina et al. (1) Sapoukhina et al. (2) Sapoukhina et al. (3) Skelsey et al. Suzuki et al. Vidal et al. Xu et Ridout Xu (1) Xu (2)	Sapoukhina et al. (2)	Djidjou-Demasse et al. Lof et Van der Werf (2) Lof et Van der Werf (1) Yakov et al. Holt Rimbaud et al. (2) Lo pelzer et al. (1) Lo pelzer et al. (2) Lo pelzer et al. Pappas et al. (2) Pappas et al. (3) Pappas et al. (1) Rimbaud et al. 2018 (1) Skelsey et al. Watkinson-Powell et al. Wagner et al.	Djidjou-Demasse et al. Fabre et al. Skelsey et al. Watkinson-Powell et al.	Bargues-ribera et Gokhale Holt Rimbaud et al. (2) Lo pelzer et al. Sapoukhina et al. (1) Xu (1)	Djidjou-Demasse et al. Lof et Van der Werf (2) Lof et Van der Werf (1) Fabre et al. Holt Lo pelzer et al. Watkinson-Powell et al.
Ennemis naturels	Banks et al. Foragescape Kaplan et Lewis Skirvin Vollhardt et al.	Kaplan et Lewis	Foragescape Kaplan et Lewis Mosaic-Pest EN Rallsback et Johnson	Benjamin et al. Bianchi et Van der Werf Jonsson et al. Mosaic-Pest EN Rallsback et Johnson Roitberg Spiesman et al. Thorbek et Topping	Banks et al. Benjamin et al. Bianchi et Van der Werf Halley et al. Jonsson et al. Le Gal et al. Mosaic-Pest EN Rallsback et Johnson Roitberg Thorbek et Topping Vollhardt et al.	Halley et al. Mosaic-Pest EN Spiesman et al.	Halley et al. Mosaic-Pest EN Spiesman et al. Thorbek et Topping

De manière générale, la distribution des modèles entre catégories de bioagresseurs et modes de diversification est à analyser au regard de l'abondance de la bibliographie sur chacun de ces sujets (Chapitre 3). Ainsi, les croisements entre catégorie de bioagresseur et types de diversification inexistantes (Mélanges variétaux x Adventices) ou peu fréquents (Mélanges variétaux x Insectes et Ennemis Naturels, Mélanges spécifiques x Pathogènes, et Diversité cultivée du paysage et gestion coordonnée du paysage x Adventices) dans le corpus modélisation sont également peu fréquents dans la littérature expérimentale (zéro ou une étoile dans le tableau de synthèse du Chapitre 3). Seul le croisement Mélanges variétaux x Insectes aériens semble être relativement bien documenté dans la littérature expérimentale (2 étoiles dans le tableau de synthèse du Chapitre 3). Les mécanismes invoqués dans le Chapitre 3 pour expliquer les effets des mélanges variétaux sur les bioagresseurs insectes sont principalement l'effet de dilution, la résistance ou la susceptibilité associée *via* l'émission de composés organiques volatiles (COV), ou le recrutement d'ennemis naturels grâce à la diversité génétique du mélange ou *via* l'émission de COV par les plantes du mélange. Si un modèle du corpus (celui de Kaplan et Lewis) traite de la question du recrutement d'ennemis naturels *via* l'émission de COV au sein, entre autres, d'un mélange variétal, les mécanismes de communication entre plantes ou entre plantes et bioagresseurs ne sont que très rarement représentés explicitement par modélisation, en partie parce qu'il s'agit encore d'un front de science (c'est à dire un manque de connaissances biologiques nécessaires à la construction d'un modèle). Le seul modèle traitant du croisement Mélanges variétaux x bioagresseurs insectes (PestOnFarm) traite quant à lui d'un autre mécanisme de régulation, reposant sur un décalage de floraison entre différentes variétés de cerisiers en association, ce qui perturbe la dynamique démographique de la mouche du cerisier.

Les modèles du corpus peuvent représenter un bioagresseur « théorique » (approche archétypale ou fonctionnelle) ou être spécifique à une espèce donnée. Dans les deux cas, tous les modèles présentés ici sont spécifiques à une grande catégorie de bioagresseur (les modèles Multi-Pest sont traités dans la section 4.9 sur la combinaison d'outils). Aucun modèle du corpus ne porte sur les bioagresseurs nématodes ou les gastéropodes (limaces).

La catégorie de bioagresseur la plus représentée est celle des agents pathogènes (29 modèles), principalement portée par les maladies fongiques aériennes. Seuls trois modèles représentent spécifiquement un virus, et un seul un pathogène tellurique. La seconde catégorie la plus représentée est celle des insectes (17 modèles) suivie par la catégorie des ennemis naturels (15 modèles), avec 6 modèles représentant simultanément les deux. Pour les insectes, les espèces représentées sont assez variées, avec des espèces aériennes (e.g. carpocapse, scolyte du grain de café) ou ravageuses des organes souterrains (chrysomèle du maïs, charançon du bananier). Pour les ennemis naturels, il s'agit principalement de prédateurs ou de parasitoïdes arthropodes des insectes (Araignées, carabes, coccinelles, acariens et guêpes parasitaires). Les interactions entre ennemis naturels et insectes sont majoritairement représentées sur l'exemple du puceron. Un seul modèle (celui de Railsback et Johnson) porte sur les oiseaux insectivores. Enfin, 12 modèles traitent des adventices. Aucun modèle ne traite des champignons entomopathogènes, ou plus généralement des auxiliaires de la microflore (voir section 4.9).

La diversification intra-parcellaire traitée dans les modèles

L'arrangement spatial intra-parcellaire est bien représenté dans le corpus modélisation, avec 19 modèles. Trois modèles portent exclusivement sur ce mode de diversification, ceux de Evers et Bastiaans pour les adventices, de Potgieter *et al.* pour les insectes, et de Skirvin pour les ennemis naturels. Dans l'ensemble cependant (16 modèles), ce mode est très majoritairement combiné avec d'autres types de diversification, en fonction de la catégorie de bioagresseur. Pour les pathogènes, les modèles étudient systématiquement l'arrangement spatial au sein d'un mélange variétal. Pour les insectes, les modèles étudient très majoritairement l'arrangement spatial dans une association interspécifique (par ex. arrangement spatial des plantes-pièges). Pour les ennemis naturels enfin, 2 modèles étudient les effets de la taille de la parcelle sur le recrutement puis la colonisation depuis les bordures de parcelles. Il est à noter que deux modèles du corpus (Potgieter *et al.* ; COSMOS) portant sur des bioagresseurs insectes dans des cultures tropicales (banane et canne à sucre) étudient les effets de l'arrangement spatio-temporel (i.e. arrangement spatial de plantes à des stades phénologiques décalés) sur la régulation des bioagresseurs.

Le **mode de diversification basé sur les mélanges variétaux** est bien représenté au sein du corpus, avec 17 modèles portant quasi-exclusivement sur les pathogènes. Le **mode basé sur les associations interspécifiques** est également bien représenté au sein du corpus, avec 16 modèles, dont la majorité porte sur les insectes, quatre sur les ennemis naturels, trois sur les adventices et un seul sur les pathogènes. Les modèles du corpus rendent également compte de la diversité de ce mode de diversification ; sept modèles portent sur les

associations de cultures, dont tous les modèles sur les adventices (INTERCOM ; Davis *et al.* ; Van Mourik *et al.*), le modèle de Otten *et al.* sur les pathogènes, et trois modèles sur les insectes (Garcia *et al.* ; PESTonFARM, Hamback *et al.*). Pour les insectes et les ennemis naturels, cinq modèles portent sur les **plantes pièges** (Holden *et al.* ; Hannunen ; Mosaic-Pest ; PESTonFARM ; COSMOS), deux sur des **plantes compagnes** pour le recrutement d'ennemis naturels (Kaplan et Lewis ; Collard *et al.*), et deux sur des systèmes **agroforestiers** (Attalah *et al.* ; Railsback et Johnson).

Le **mode de diversification basé sur les rotations** est représenté par 18 modèles au sein du corpus. Il peut concerner les rotations à l'échelle de la parcelle, comme c'est le cas pour la majorité des modèles sur les adventices, ou pour le seul modèle du corpus sur les pathogènes telluriques (Bargues-Ribera et Gokhale), ou à l'échelle du paysage, comme c'est le cas pour la majorité des modèles sur les pathogènes (aériens), et les ennemis naturels.

La diversification inter-parcellaire traitée dans les modèles

Tous les types de diversification à l'échelle du paysage (en particulier les modes basés sur la diversité cultivée du paysage et la gestion coordonnée des paysages) apparaissent surreprésentés dans le corpus modélisation par rapport à leur représentation dans la bibliographie expérimentale du Chapitre 3. Cette surreprésentation souligne les atouts manifestes de la modélisation pour la représentation des modes de diversification à l'échelle du paysage (4.3.1).

Le **mode basé sur la diversité cultivée du paysage, en particulier les assolements**, est représenté par 32 modèles et principalement porté par les modèles sur les pathogènes (17 modèles), visant à évaluer les stratégies de déploiement des résistances à l'échelle du paysage. Il est également bien représenté par les modèles sur les insectes, en particulier par ceux portant simultanément sur les ennemis naturels et les insectes et visant à quantifier l'impact de la composition et de la configuration du paysage sur la régulation naturelle par les ennemis naturels dans chaque parcelle. Le **mode basé sur la gestion coordonnée des paysages**, permettant de définir une mosaïque paysagère dynamique, est représenté par 15 modèles.

Le mode basé sur la diversité des éléments semi-naturels (ESN) est principalement porté par les modèles sur les ennemis naturels, pour qui les ESN peuvent constituer des refuges, et par les modèles sur les agents pathogènes viraux (Fabre *et al.* ; Djidjou-Demasse *et al.*), chez qui les ESN peuvent constituer des réservoirs de variants sauvages. Seuls deux modèles sur les adventices analysent les effets de ce mode de diversification, un portant sur les infestations des champs depuis la bordure de parcelle (Blumenthal et Nicholas), et un sur les effets de l'introduction de prairies permanentes à l'échelle du paysage (Ricci *et al.*).

4.2.2.3. Analyse des maillons des chaînes trophiques étudiées dans le corpus

Pour chaque modèle ont été identifiées la nature de la (ou des) culture(s), du (ou des) bioagresseur(s) et du (ou des) ennemi(s) naturel(s) représentés. Dans tous les modèles du corpus, ces trois types d'organismes interagissent pour former des chaînes bi- ou tri-trophiques. Hormis quelques chaînes trophiques emblématiques, comme la chaîne blé - puceron - coccinelle, ou maïs - chrysomèle, ou encore blé - rouille, les chaînes trophiques représentées dans le corpus sont pour la plupart uniques ou très génériques. Les cultures, les bioagresseurs et les ennemis naturels les plus fréquemment étudiés dans le corpus sont présentés ci-après sous la forme de trois graphiques hiérarchiques. Les classes définies dans ces Figures n'ont pas vocation à être exhaustives, car elles ne couvrent que les organismes présents dans le corpus. Les types d'organismes absents du corpus ne font donc pas l'objet de classes. De plus, les descriptions des organismes par les modèles du corpus étant très hétérogènes, les classes n'ont pas vocation à être biologiquement cohérentes. Enfin certains modèles étudient simultanément plusieurs organismes (et leurs interactions) et sont à l'origine des classes comme « mélange » et « multiples » par exemple.

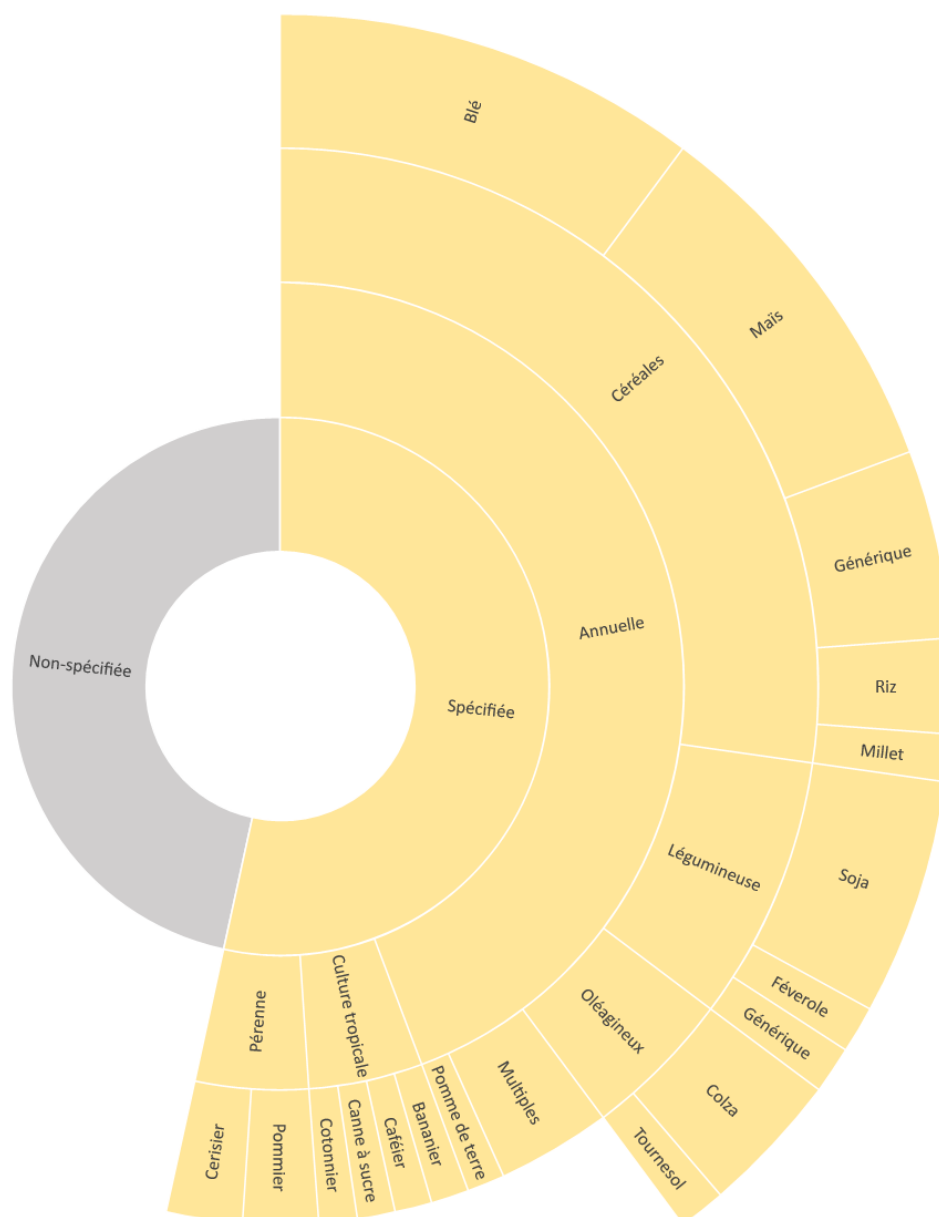
Cultures

Sur la Figure 4-7, on constate que plus de la moitié des modèles du corpus étudient un taxon de plantes cultivées en particulier (47 représentations sur 89). Les modèles qui n'étudient pas un taxon de plante en particulier font appel à des représentations génériques de la composante végétale. Sans entrer dans le détail de ces représentations, il peut s'agir par exemple d'un paysage théorique (22 modèles), dans lequel la culture est une utilisation possible du sol, ou d'une parcelle théorique (14 modèles), au sein de laquelle les plantes sont représentées selon leur traits fonctionnels, par exemple une *cash* et une *trap crop* dans les modèles de Kaplan et Lewis et de Barges-Ribera et Gokhale, ou enfin dans de plus rares cas (5 modèles) d'une plante théorique représentée en particulier par des traits de structure comme dans le modèle de Hamback *et al.*

Parmi les taxons de plantes cultivées les plus fréquents dans le corpus on retrouve principalement des espèces annuelles (39 modèles). Parmi elles, les plus représentées sont de loin les céréales avec 24 modèles, portant principalement sur le blé (9 modèles) et le maïs (8 modèles), et plus rarement utilisant des approches génériques (4 modèles) ou étudiant le riz (2 modèles) et le millet (1 modèle). Elles sont suivies par les légumineuses avec 7 modèles, dont la grande majorité (5 modèles) porte sur le soja. Les oléagineux enfin sont peu représentés avec seulement 4 modèles dont 3 sur le colza, et les approches "multiples", c'est-à-dire calibrées pour une grande diversité de cultures sont rarement utilisées (3 modèles). Il est à noter que 7 modèles étudient une rotation spécifique (maïs/soja par exemple dans le modèle de Garcia *et al.*).

Figure 4-7. Présentation des cultures étudiées et de leur fréquence relative dans le corpus sur un graphique hiérarchique à quatre niveaux (représentés par quatre cercles concentriques).

Chaque niveau hiérarchique se décompose en plusieurs compartiments correspondant chacun à une classe de plantes cultivées. Le premier niveau hiérarchique (cercle le plus central) distingue la part du corpus dans laquelle les modèles étudient un taxon de plante en particulier, de celle constituée d'articles ne spécifiant pas les plantes étudiées. Chaque nouveau niveau hiérarchique subdivise les compartiments du niveau précédent selon une classification plus précise⁷. Si pour un compartiment donné, le niveau hiérarchique supérieur n'a pas de précision à apporter, il n'est pas représenté sur cette portion. Tous les compartiments d'un même niveau hiérarchique correspondant à des classes exclusives les unes des autres, et la taille des compartiments correspond au nombre de modèles qui représentent cette classe. Un même modèle pouvant représenter plusieurs classes de cultures, le nombre total de représentations (toutes classes confondues) présentées sur ce graphique est de 89 (pour 75 modèles).



⁷ Dans un souci de clarté, le soja n'a été classé que dans la case des légumineuses (bien qu'il s'agisse également d'une culture protéagineuse).

Bioagresseurs

Sur la Figure 4-8, on retrouve les trois grandes catégories de **bioagresseurs** dans des proportions relativement équilibrées au sein du corpus, avec 31 représentations des agents pathogènes, 30 représentations des insectes et 18 des adventices. On note cependant la faible fréquence (seulement 4 représentations) des approches « Multiples », c’est-à-dire des représentations de plusieurs grandes catégories en interaction.

Figure 4-8. Présentation des bioagresseurs étudiés et de leur fréquence relative dans le corpus sur un graphique hiérarchique à trois niveaux (représentés par trois cercles concentriques).

Clef de lecture identique à la Figure 4-7. Le type « Autre » inclut : (i) les représentations qui ne concernent **aucun** bioagresseur, et qui sont par exemple des représentations d’un ennemi naturel uniquement (par exemple les modèles de Benjamin *et al.* ou Skirvin). (ii) les représentations qui concernent de **multiples** bioagresseurs dont au moins deux appartiennent à une grande classe de bioagresseur différente (Adventice, Insecte ou Agent Pathogène), comme par exemple la représentation fournie par le modèle FLORSYS-TAKEALLSYS combinant des adventices et un agent pathogène, le piétin-échaudage. (iii) Les représentations d’un bioagresseur générique pouvant appartenir à au moins deux des trois grandes classes de bioagresseurs, comme la représentation donnée par le modèle de Sapoukhina *et al.* applicable entre autres à des insectes et à des agents pathogènes. Un même modèle pouvant représenter plusieurs classes de bioagresseurs, le nombre total de représentations (toutes classes confondues) présentées sur ce graphique est de 88.



Chez les agents pathogènes, les **champignons** comptabilisent plus de la moitié des représentations (16 représentations), dont 7 portent sur un champignon générique et 9 portent sur des taxons spécifiques. Parmi ces derniers, 6 portent sur le cas d'étude de la rouille (du blé principalement ou de la féverole), les 3 autres portant respectivement sur l'Oïdium, le Phoma et le Piétin-échaudage. Les représentations de plusieurs agents pathogènes en interactions (« Multiples ») sont en proportion faible, tout comme les représentations des virus (dont 2 portant sur des virus génériques, et un sur le tungro du riz).

Chez les insectes, 18 modèles représentent des taxons spécifiques. Les **pucerons** (principalement du blé) et la **Chrysomèle du Maïs** sont les taxons les plus représentés (6 et 4 modèles respectivement). Les autres taxons sont le Scolyte du grain de café (2 modèles), le Charançon du bananier (2 modèles), la Mouche de la cerise (1), le Carpacse (1), les Melligèthes (1) et le Foreur africain de la canne à sucre (1). Les **approches génériques** sont très utilisées dans le corpus, avec 10 modèles décrivant un archétype ou les traits fonctionnels d'un insecte sans en préciser le taxon. Les modèles représentant plusieurs insectes en interactions (« Multiples ») sont en proportion faible (2 modèles).

Chez les adventices, 7 modèles représentent un taxon spécifique (*Avena Sterilis*, *Lolium Rigdum*, *Rottboellia cochinchinensis*, *Abutilon theophrasti*, *Alopecurus myosuroides*, *Setaria viridis*). A noter que 2 modèles représentent des plantes parasites. L'approche « Multipest » consistant à représenter **plusieurs adventices en « Mélange »** concerne 6 modèles. Enfin, 3 modèles adoptent une approche « générique ».

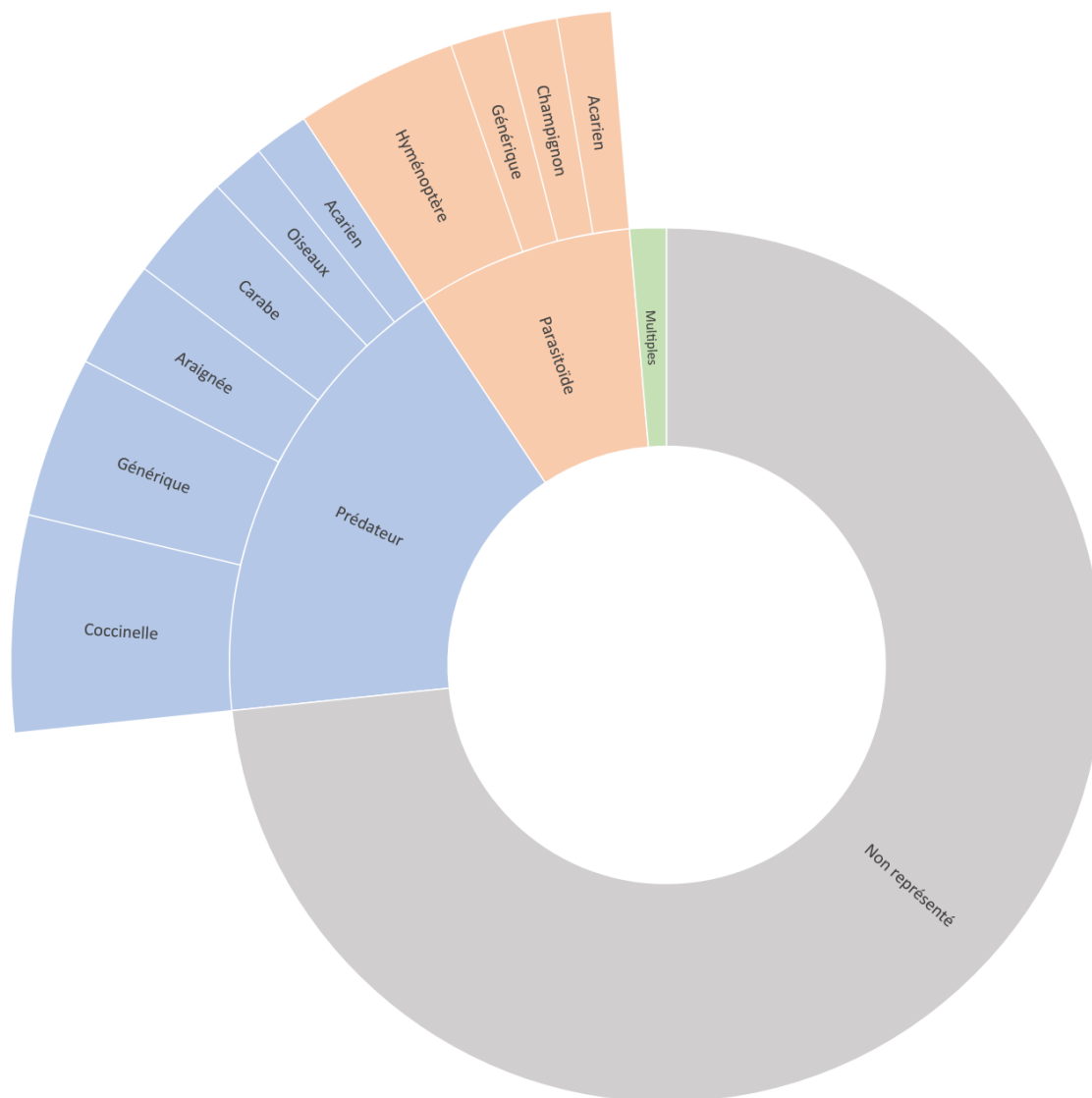
Ennemis naturels

Les trois quarts des modèles du corpus (55 sur 75) ne représentent pas les ennemis naturels. Lorsqu'ils sont représentés, les ennemis naturels sont principalement des **prédateurs** (13 modèles), dont notamment des coccinelles (4 modèles), des prédateurs génériques (3 modèles), des Araignées et des carabes (resp. 2 modèles). Le groupe des parasitoïdes, moins représenté (6 modèles), est principalement porté par les hyménoptères (3 modèles). Deux modèles au sein du corpus (Xia *et al.* ; Jonsson *et al.*) adoptent une approche « Multiples », c'est-à-dire représente plusieurs ennemis naturels et leur interaction.

Il est à noter qu'outre les plantes cultivées, les bioagresseurs et les ennemis naturels, certains modèles décrivent également une composante de végétation semi-naturelle. Bien que les éléments semi-naturels (ESN) soient une composante essentielle de certaines chaînes trophiques, ils sont généralement moins bien décrits que les cultures dans les systèmes modélisés du corpus. De ce fait, ils n'ont pas reçu la même attention que les trois composantes décrites précédemment, et ne font pas l'objet d'un graphique hiérarchique. Représentés ou évoqués par environ un tiers des modèles du corpus, les ESN sont principalement des bordures de parcelles (bandes enherbées, bandes fleuries, haies) dont un seul modèle précise la composition en termes d'espèces d'adventices (FLORSYS) ou des prairies (temporaires ou permanentes). Plus rarement, certains modèles représentent des jachères (incluses dans la rotation chez Garcia *et al.* par exemple) ou des patchs de forêts (dans lesquels les oiseaux peuvent nicher chez Railsback et Johnson par exemple).

Figure 4-9. Présentation des ennemis naturels étudiés et de leur fréquence relative dans le corpus sur un graphique hiérarchique à trois niveaux (représentés par trois cercles concentriques).

Clef de lecture identique à la Figure 4-7. Le premier niveau hiérarchique subdivise les modèles du corpus en 2 classes, selon qu'ils représentent au moins un ennemi naturel ou non. Un même modèle pouvant représenter plusieurs classes d'ennemis naturels, le nombre total de représentations (toutes classes confondues) présentées sur ce graphique est de 75.



4.2.3. Représentation standardisée des systèmes modélisés

Les modèles étudiés apparaissent très variés et spécifiques, à la fois en termes d'objectifs (comprendre, prédire ou scénariser), mais également en termes d'objets d'étude. En effet, les modèles analysés portent chacun sur un ou plusieurs mode(s) de diversification différent(s), sur un ou plusieurs type(s) de bioagresseur(s) différent(s), sur un ou plusieurs mécanisme(s) de régulation naturelle différent(s) et considèrent des échelles spatiales allant de la plante au paysage, et des niveaux d'organisation allant du gène à la métapopulation.

Compte tenu du parti pris de cette mission, un point commun à tous les modèles de ce corpus est qu'ils ont été conçus selon une approche mécaniste, c'est-à-dire conçus pour représenter un ou plusieurs **éléments de structure** ou **processus fonctionnels** (biologique ou écologique) permettant de caractériser entièrement le système étudié. Par exemple, un modèle mécaniste étudiant les effets des plantes pièges sur le recrutement

d'ennemis naturels et la régulation de bioagresseurs insectes pourra représenter la structure de la parcelle (e.g. proportion de plantes pièges et leur arrangement spatial), et des processus comme la dispersion des ennemis naturels, la dynamique démographique et la prédation des insectes.

Pour réaliser notre analyse, chaque **système modélisé** est décrit comme un **ensemble de briques élémentaires**, et chaque **modèle** comme l'**ensemble des représentations de ces briques élémentaires**. Nous appelons **brique élémentaire** chaque élément de structure ou processus fonctionnel pouvant faire l'objet d'une représentation (physique, mathématique ou informatique) par un modèle du corpus. Pour chaque brique élémentaire, plusieurs représentations sont possibles en fonction du modèle. Par exemple, la dynamique spatiale d'une population de bioagresseurs pourra être représentée à l'aide de l'équation de la diffusion (modèle de réaction-diffusion), d'une équation intégro-différentielle faisant intervenir un noyau de dispersion (densité de probabilité de se déplacer à une certaine distance) ou encore simulée informatiquement en décrivant les mouvements de chaque individu (modèle individu-centré).

L'Annexe 4-3 récapitule les briques élémentaires représentées par chaque modèle.

Compte tenu du temps contraint de l'ESCO, la représentation en briques élémentaires a été utilisée pour analyser les modèles sur les adventices, sur les insectes et sur les ennemis naturels, mais seulement un tiers des modèles sur les agents pathogènes. Une grande partie de ces modèles sont déjà cités et présentés dans les revues de Rimbaud *et al.* (2021) et Savary *et al.* (2018).

Afin d'identifier la liste des briques élémentaires constitutives de l'ensemble des systèmes modélisés dans le corpus, nous avons procédé à la caractérisation des systèmes selon deux dimensions : (i) la nature des objets représentés, et (ii) l'échelle spatiale à laquelle ces objets sont représentés.

Caractérisation des systèmes modélisés selon la nature des objets représentés

Chaque système modélisé peut-être décrit comme un ensemble de briques élémentaires visant à représenter tout ou partie du système étudié dans l'ESCO et qui relie les six maillons suivants :

- (1) La **structure de la composante végétale**, représentée par la composition et la configuration de la végétation (incluant l'environnement immédiat des plantes). Ce maillon traduit donc les modes de diversification végétale étudiés par les modèles (ces modes de diversification étant, par définition, des modalités de composition et de configuration d'écosystème agricole).
- (2) Les traits biologiques et écologiques de la **plante cultivée**.
- (3) Les traits biologiques et écologiques des **organismes bioagresseurs et de leurs ennemis naturels**.
- (4) Les **mécanismes de régulation naturelle des bioagresseurs**, qui découlent d'un ensemble d'interactions entre les organismes bioagresseurs, les plantes cultivées et les ennemis naturels.
- (5) Les **dégâts** causés par les bioagresseurs sur les plantes cultivées, et les métriques écologiques (proxys des dégâts) ou économiques utilisées pour quantifier les dégâts et/ou les dommages.
- (6) La **durabilité** de la régulation naturelle, liée aux dynamiques évolutives au sein de l'écosystème agricole.

Caractérisation des modèles selon les échelles spatiales

Les modèles au sein du corpus représentent une ou plusieurs échelle(s) spatiale(s) ou niveau(x) d'organisation différents. Les échelles spatiales représentées peuvent être l'échelle du gène, de la plante et son voisinage immédiat, de la parcelle et du paysage. Ainsi, les différents types d'objets listés dans la section précédente peuvent, selon les besoins de la modélisation, être représentés à différentes échelles spatiales.

Le Tableau 4-3 présente la grille de lecture obtenue en croisant les deux dimensions selon lesquelles sont décrits les systèmes modélisés : (i) la nature des objets représentés (en colonnes) et (ii) les échelles auxquels ces objets sont représentés (en lignes). Les Figures 4-10 et 4-11 présentent le nombre des différents maillons et des différentes briques élémentaires représentés dans les modèles.

Tableau 4-3. Définition des briques élémentaires constitutives des modèles du corpus selon le type d'objet qu'elles représentent (colonnes) et l'échelle spatiale à laquelle elles les représentent (lignes)

Les cases grisées correspondent aux croisements par construction inexistantes. Par exemple, la représentation des traits biologiques et écologiques de la plante cultivée à l'échelle du paysage est par construction inexistante, puisque propre à l'échelle de la plante. Les cases fusionnées correspondent aux objets qui ne se déclinent pas selon les échelles spatiales. Par exemple, selon le modèle, la représentation des traits biologiques ou écologiques des bioagresseurs peut concerner l'ensemble des échelles spatiales identifiées. Ces objets pourront être déclinés selon les niveaux d'organisation (individu, population, métapopulation), comme présenté en section 4.3.1.

	Structure de la composante végétale	Traits biologiques et écologiques de la plante cultivée	Traits biologiques et écologiques des bioagresseurs	Traits biologiques et écologiques des ennemis naturels	Mécanismes de régulation (interactions biotiques)	Métriques de la régulation
Paysage	Composition du paysage Configuration du paysage		Traits de développement sous-tendant la dynamique démographique	Traits de développement sous-tendant la dynamique démographique	Interactions directes (PC x BIOAG)	Quantification des dégâts (par ex. symptômes sur les plantes, nb d'hôtes ou de parcelles infestées)
Parcelle	Composition de la parcelle Configuration de la parcelle		Traits de dispersion sous-tendant la dynamique spatio-temporelle	Traits de dispersion sous-tendant la dynamique spatio-temporelle		
Plante (y.c. son environnement immédiat)	Structure du couvert Structure du sol	Ecophysiologie de la plante cultivée	Traits de spécialisation	Traits de spécialisation		Mesure de la durabilité de la régulation (en particulier prise en compte de la dynamique évolutive)
Gène	Génotype de la plante cultivée		Traits génotypiques	Traits génotypiques	Interactions génétiques	

PC : plante cultivée ; EN : ennemi naturel ; BIOAG : bioagresseur

Figure 4-10. Nombre de représentations des différents maillons identifiés en 4.2.4 par les modèles du corpus. En ordonnée une échelle indiquant le nombre de modèles.

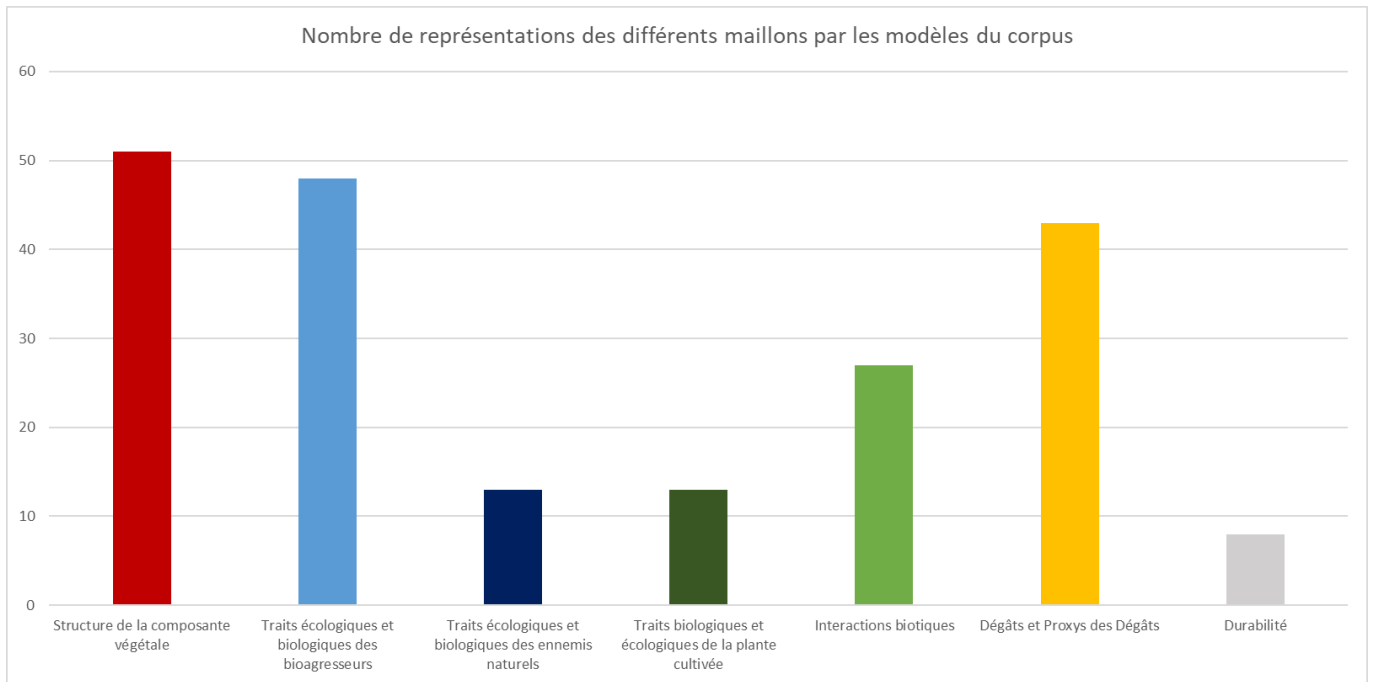
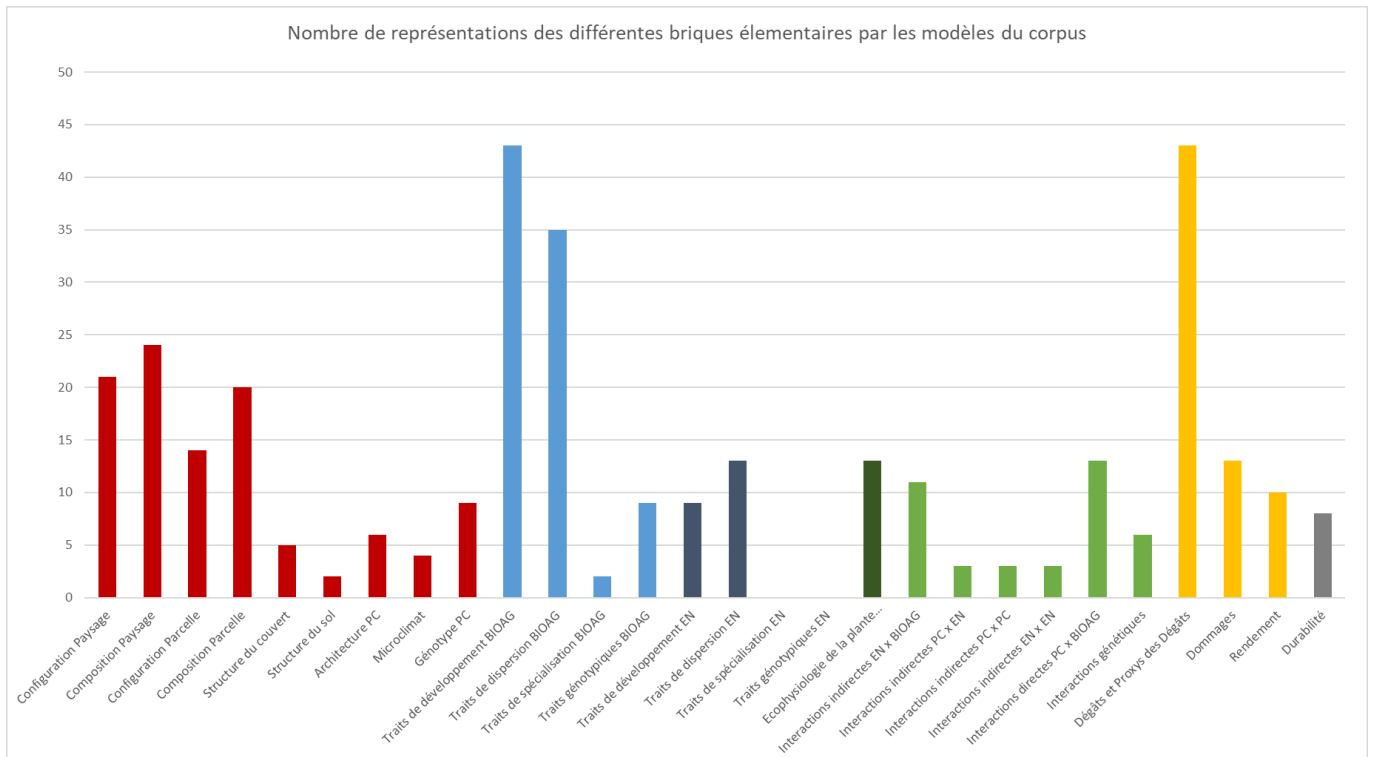


Figure 4-11. Nombre de représentations des différentes briques élémentaires par les modèles du corpus. Le code couleur indique les maillons représentés (voir Figure 4-10 et définition en Tableau 4-3). En ordonnée une échelle indiquant le nombre de modèles.



4.3. Choix techniques pour la représentation des systèmes modélisés

Il existe des méthodes pour standardiser la description des modèles dans les publications scientifiques, comme par exemple le très complet protocole ODD (*Overview, Design concepts, and Details*) pour la description des modèles agent-centrés proposé par Grimm *et al.* (2006 et 2010) et utilisé au sein du corpus par exemple dans le modèle de Le Gal *et al.* La méthode de description du modèle reste cependant généralement propre à chaque article, et peut donc différer dans son organisation, sa complétude ou sa précision. Dans cette section nous présentons les choix techniques les plus importants et/ou discriminants, c'est-à-dire les plus souvent précisés dans les parties des articles dédiées à la description des modèles.

Parmi ces choix, les auteurs précisent généralement en premier lieu le choix d'une échelle spatiale, d'une échelle temporelle et d'un niveau d'organisation (individu, population, ou métapopulation) (4.3.1), puis le choix d'une approche pour la représentation de l'espace (approche non spatiale, spatialement implicite ou explicite) et du temps (approche discrète, continue ou semi-discrète) (4.3.2), et enfin le choix d'une résolution spatio-temporelle (4.3.3). Le choix d'un formalisme stochastique ou déterministe est également explicitement précisé pour la grande majorité des modèles du corpus (4.3.4)

Plusieurs mots-clés faisant référence à des types de modèles particuliers sont fréquemment utilisés dans les descriptions. Par exemple, parmi les familles de modèles les plus fréquemment citées on retrouve en particulier les modèles de type **réaction-diffusion**, **individu-centré** et **écophysiologique** dont les définitions sont données ci-après.

Modèle individu-centré (ou agent-centré) : Modèle de simulation représentant le comportement de chaque individu par des règles de décision décrivant par exemple la façon dont un individu perçoit son environnement, se disperse, ou interagit avec les autres. Ce type de modèle peut être utilisé pour tester des hypothèses sur le comportement individuel ou pour comprendre la genèse de propriétés émergentes à l'échelle de la population.

Modèle de réaction-diffusion (Roques, 2013) : Modèle mathématique utilisant des équations au dérivées partielles (EDP). Ce type de modèle permet de représenter la dynamique de la densité d'une population d'intérêt dans le temps, dans l'espace géographique, et éventuellement dans d'autres espaces (p ex espace phénotypique, ou classes d'âge) sous l'effet de différentes forces. Ces modèles font typiquement intervenir un terme décrivant la croissance de la population (terme inspiré d'équations différentielles ordinaires (EDO) telles que l'équation logistique de *Verhulst*) et un terme décrivant sa diffusion spatiale (terme différentiel décrivant au niveau macroscopique le mouvement de propagules suivant des mouvements browniens). A ces deux termes peut être ajouté un terme d'advection pour décrire des mouvements de dispersion orientés selon un gradient de ressources par exemple. On parle alors de modèle de type réaction-advection-diffusion. Des termes décrivant des phénomènes d'adaptation peuvent également être intégrés lorsque la population est structurée en traits phénotypiques.

Modèle écophysiologique : Modèle mathématique au formalisme variable (équations écophysiologiques, fonctions à seuil, EDO...) fondé sur une représentation fine du fonctionnement de la plante en interaction avec son environnement. Ces modèles représentent par exemple l'acquisition de ressources (absorption d'eau et de minéraux par les racines, et de carbone et de lumière par les feuilles *via* la photosynthèse), leur partitionnement entre les différents organes de la plante (couramment selon des relations de type source-puit) ou encore la croissance et le développement phénologique de la plante, voire son développement architectural.

4.3.1. Choix d'une échelle spatiale, d'une échelle temporelle et d'un niveau d'organisation

4.3.1.1. Échelles spatiales et temporelles

Les dynamiques spatiales, temporelles et évolutives des bioagresseurs et des ennemis naturels sont représentées à différentes échelles spatiales et temporelles (Figure 4-12). Au sein du corpus, les échelles spatiales étudiées s'étalent du m² (e.g. modèle de Hamback *et al.*) à l'échelle nationale (France) (modèle de Lof et Van der Werf (2)), et les échelles temporelles de l'événement ponctuel (un épisode pluvieux de quelques heures dans le modèle de Vidal *et al.*) à 100 ans (dans celui de Gonzalez-Dias *et al.*).

L'échelle de la plante est rarement l'échelle d'intérêt pour les modèles (seulement 8 modèles sur les 64 pour lesquels cette information a été récupérée soit 12%). Elle est principalement associée à des temps courts (6 modèles), afin de représenter finement la dispersion courte-distance des organismes (5 modèles). Le seul modèle s'intéressant à une échelle de temps moyenne (Xu (1)) consiste en une extension du modèle de dispersion de Xu et Ridout sur 6 saisons, en particulier pour simuler les effets d'un changement des positions de l'implantation entre les saisons des composantes d'un mélange variétal. Enfin, le modèle de Xu (2) traite de l'évolution des populations de champignons sur une plante pérenne au cours de sa vie, soit sur une échelle de temps longue.

L'échelle de la parcelle est beaucoup plus fréquente au sein du corpus, avec 28 modèles la décrivant (43% du corpus), en particulier sur des échelles de temps longue ou courte (saison). Sur des échelles de temps longue (10 modèles), l'échelle de la parcelle est choisie principalement par des modèles représentant les rotations (6 modèles), en particulier pour la gestion des adventices (5 modèles). L'échelle de temps moyenne peut être choisie pour représenter des rotations moins longues pour la gestion des adventices (modèles de Davis *et al.*, Smith *et al.*), ou pour représenter les mélanges de plants à des stades phénologiques différents en milieu tropical (banane ou canne à sucre), dont l'efficacité ne peut être évaluée que sur plusieurs cycles de cultures. L'échelle courte, la plus représentée (16 modèles), englobe toutes les grandes catégories d'organismes bioagresseurs et d'ennemis naturels, et concerne l'ensemble des modes de diversification à l'échelle de la parcelle : les mélanges variétaux (3 modèles), les associations interspécifiques (plantes pièges (3 modèles), les cultures associées (3 modèles), les plantes de service (1 modèle), et leurs arrangements spatiaux (11 modèles)⁸.

L'échelle du paysage est la plus fréquente au sein du corpus, avec 39 modèles (60% du corpus) dont presque la moitié sur des temps longs. A cette échelle de temps, les modèles sur les adventices sont plus rares, et la majorité des modèles traite des agents pathogènes, en particulier sous l'angle de la durabilité des résistances. L'échelle moyenne est la moins fréquente au sein du corpus, et est utilisée principalement pour la représentation des effets de rotations longues sur les insectes à l'échelle du paysage (par ex. modèles de Szalai *et al.* ou de Le Gal *et al.*) ou sur les adventices à l'échelle de la parcelle (modèles de Davis *et al.* et de Smith *et al.*). A échelle de temps courte, les modèles portant sur les insectes sont les plus fréquents et, pour la plupart, représentent très finement les mouvements des ennemis naturels et leurs interactions avec les bioagresseurs.

⁸ La somme des représentations des modes de diversification ne fait pas 16 ici, car les modèles peuvent représenter plusieurs modes de diversification. Typiquement l'arrangement spatial est un mode de diversification combinable avec une association de culture ou un mélange variétal. Les combinaisons des modes de diversification sont décrites plus précisément en section 4.9.

Figure 4-12. Carte de chaleur croisant les échelles spatiale et temporelle étudiées par les modèles du corpus

Les échelles temporelles sont divisées en trois catégories : Longue (>10 ans), Moyenne (Entre 1 et 10 ans), et courte (< 1 an, typiquement une saison culturale). Les échelles spatiales sont divisées en trois catégories, l'échelle de la plante et de son voisinage, l'échelle de la parcelle et celle du paysage. L'intensité du bleu sur la carte de chaleur est proportionnelle au nombre de modèles pour chaque combinaison de temps et d'espace. Pour chacune des 9 combinaisons, les modèles concernés sont indiqués soit par leur nom, lorsqu'ils sont utilisés ou développés dans plusieurs publications, soit directement par la référence de la publication (e.g. Holden *et al.* 2012). Les couleurs représentent la catégorie d'organisme étudiée par le modèle : en **vert** pour les adventices, **noir** pour les agents pathogènes, **orange** pour les insectes et **bleu** pour les ennemis naturels. Les modèles étudiant simultanément les insectes et les ennemis naturels ont été divisés et reportés deux fois dans la figure, suivi du suffixe IN pour les insectes et EN pour les ennemis naturels. De même, certains modèles ayant été utilisés pour étudier des modes de diversification à différentes échelles ont été reportés deux fois sur la figure, et suivi d'un suffixe indiquant le mode en question (e.g. Garcia *et al.*, 2020 Intercropping / Garcia *et al.*, 2020 DynMO). Pour onze modèles enfin, l'information sur les échelles spatiales et temporelles choisies n'a pas pu être récupérée (information peu claire dans les articles), ce qui porte le nombre de modèles présentés dans cette figure à 64.

	Plante	Parcelle	Paysage
Longue	Xu <i>et al.</i> (2)	<i>Atomysys</i> <i>Gonzalez-Andujar et Fernandez-Quintanilla</i> <i>Atallah et al.</i> <i>Bargues-Ribera et Gokhale</i> <i>Blumenthal et Nicholas</i> <i>Jordan et al.</i> <i>Lo Iacono et al. (1) Parcelle</i> <i>Van Mourik et al.</i>	<i>Benjamin et al.</i> <i>Djidjou-Demasse et al.</i> <i>Lof et Van der Werf (2)</i> <i>Lof et Van der Werf (1)</i> <i>Fabre et al.</i> <i>Gonzalez-Dias et al.</i> <i>Rimbaud et al. (2)</i> <i>Lo Iacono et al. (1) Paysage</i> <i>Onstad et al.</i> <i>Papaix et al. (3)</i> <i>Ricci et al.</i> <i>Rimbaud et al. 2018 (1)</i> <i>Spiesman et al.</i> <i>Spiesman et al. IN</i> <i>Thorbeck et Topping</i> <i>Watkinson-Powell et al.</i> <i>Wingen et al.</i> <i>Yakob et al.</i>
Moyenne	Xu <i>et al.</i> (1)	<i>COSMOS</i> <i>Davis et al.</i> <i>Potgieter et al.</i> <i>Smith et al.</i>	<i>Crowder et al.</i> <i>Le Gal et al.</i> <i>Le Gal et al. IN</i> <i>Mosaic-Pest</i> <i>Mosaic-Pest EN</i> <i>Papaix et al. (1)</i> <i>Papaix et al. (2)</i> <i>RESTonFARM</i> <i>Szalai et al.</i>
Courte	<i>Gigot et al.</i> <i>Hamback et al.</i> <i>Lo Iacono et al. (2) Plante</i> <i>Skirvin</i> <i>Vidal et al.</i> <i>Xu et Ridout</i>	<i>Banks et al. Parcelle</i> <i>Evers et Bastiaans 2016</i> <i>Foragescape</i> <i>Garcia et al. Intercropping</i> <i>Hannunen</i> <i>Holden et al.</i> <i>INTERCOM</i> <i>Kaplan et Lewis</i> <i>Lo Iacono et al. (2) Parcelle</i> <i>Sapoukhina et al. (1)</i> <i>Sapoukhina et al. (2)</i> <i>Sapoukhina et al. (3)</i> <i>Tyson et al.</i> <i>Vollhardt et al.</i> <i>Xia et al.</i> <i>Xia et al. EN</i>	<i>Banks et al. Paysage</i> <i>Bianchi et al.</i> <i>Bianchi et al. IN</i> <i>Sourdis et al.</i> <i>Garcia et al. DynMO</i> <i>Holt</i> <i>Jonsson et al.</i> <i>Jonsson et al. IN</i> <i>Lo pelzer et al.</i> <i>Railsback et Johnson</i> <i>Railsback et Johnson IN</i> <i>Skelsey et al.</i>

4.3.1.2. Niveaux d'organisation

Un des choix les plus importants pour la représentation des bioagresseurs est celui d'un niveau d'organisation, c'est-à-dire le choix de représenter chaque individu, ou le niveau agrégé de la population, ou encore celui de la métapopulation. Au sein du corpus analysé, 25% (n=16) des modèles adoptent une description des individus, 54% (n=34) une description des populations et les 20% (n=13) restants se placent au niveau de la métapopulation.

Parmi les modèles représentant le niveau de l'individu, on retrouve (i) pour les adventices les modèles écophysiologiques représentant la compétition entre plante selon une approche fonctionnelle (compétition pour les ressources) (e.g. INTERCOM ; Evers et Bastiaans) et (ii) les modèles individus-centrés (individual-based model IBM, ou agent-based model ABM) représentant chaque individu comme une entité autonome, à laquelle sont associés un certain nombre de traits (démographiques (e.g. survie), de dispersion (e.g. longue ou courte distance), de nutrition, de reproduction, de perception de l'environnement etc.). Cette seconde catégorie est principalement utilisée pour les insectes et les ennemis naturels.

Les modèles représentant le niveau de la population mobilisent principalement trois types d'approches. On retrouve tout d'abord des équations différentielles ordinaires (e.g. modèle logistique) principalement pour décrire la dynamique démographique des agents pathogènes (les modèles SIR) ou d'insectes, ou pour décrire des interactions intra- ou inter-spécifique (e.g. modèle proie-prédateur de Lotka-Volterra). On retrouve ensuite des modèles matriciels de population (e.g. matrice de Leslie), distinguant différents stades de développement de la population. Cette approche reproduit typiquement les cycles de vie des individus divisés en une succession de stades de développement (e.g. oeuf, larve et adulte pour les insectes, ou jeune pousse et plante mature pour les adventices). On retrouve enfin des modèles de type réaction-diffusion (Roques, 2013) suivant directement la densité de la population dans le temps et dans l'espace avec des équations aux dérivées partielles.

Peu de modèles au sein du corpus s'intéressent explicitement au niveau de la métapopulation (n=13), défini comme un ensemble de population échangeant des individus (propagules) par immigration et émigration. La représentation de ce niveau d'organisation mobilise fréquemment des modèles spatialement explicites dits *lattice model* (e.g. Mosaic-Pest et le modèle de Szalai *et al.*), et plus généralement, des modèles de réseau (tel que celui de Jakob *et al.*). Ces derniers peuvent également être utilisés pour représenter des réseaux plus complexes que la métapopulation, comme les réseaux trophiques au sein de l'écosystème agricole (Massol, 2013 ; Tixier, 2013).

4.3.2. Représentations de l'espace et du temps

4.3.2.1. Représentations de l'espace : approches spatialement explicite, implicite ou non-spatiale

Pour la représentation de l'espace et de son influence sur les dynamiques des systèmes trois approches se distinguent ; L'approche spatialement explicite consiste à localiser précisément les composantes du système (par ex. végétale, bioagresseurs ou ennemis naturels) à l'aide d'un système de coordonnées. L'approche spatialement implicite représente certains processus spatiaux ciblés, comme par exemple des mouvements de dispersion entre plusieurs compartiments, mais sans localiser précisément les composantes du système. L'approche non spatiale enfin ne rend pas compte de la dépendance du système à la spatialité.

Bien qu'historiquement les premières à avoir été utilisées par les biomathématiciens, les représentations non-spatiales sont peu présentes dans le corpus analysé. En effet, ces approches ne permettent pas de représenter explicitement les effets de l'hétérogénéité spatiale de la structure des habitats sur les processus d'intérêt. Les approches non-spatiales sont mieux adaptées aux petites échelles spatiales (parcelle et plante) où les distances entre individus n'affectent que faiblement les mécanismes biologiques. Elles se justifient par exemple quand les probabilités d'infection de deux plantes au sein d'une même parcelle ne dépendent pas (ou peu) de la distance les séparant. Dans notre corpus, elles ne sont pas utilisées pour les insectes. Un article représentatif de cette approche est par exemple celui de Bargues-Ribera et Gokhale qui traite de l'effet des rotations à l'échelle de la parcelle sur les dynamiques démographiques et évolutives d'un agent pathogène tellurique.

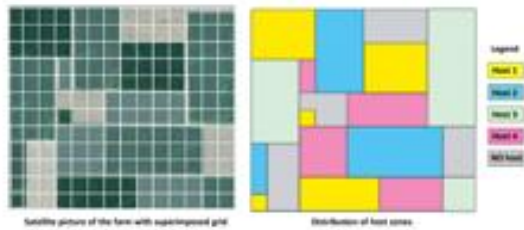
Les représentations spatialement implicites sont également assez rares, mais peuvent être utilisées pour toutes les catégories de bioagresseurs et à toutes les échelles. Elles reposent dans la plupart des articles du corpus sur

une approche compartimentale définissant deux ou plusieurs compartiments représentant chacun un habitat différent. La spatialisation implicite consiste par exemple à supposer que les échanges de propagules sont plus fréquents au sein d'un même compartiment (e.g. une parcelle) qu'entre compartiment (e.g. entre parcelles distinctes). Ainsi, pour étudier les effets d'une mosaïque paysagère sur la propagation des virus par exemple Fabre *et al.* utilisent un modèle à deux compartiments (réservoir sauvage et parcelle cultivée). Debarre *et al.* (2013) utilisent ce type d'approche pour quantifier les effets respectifs de la migration et de la mutation sur l'adaptation de pathogènes et sur leur évolution vers des stratégies de « généralistes » ou de « spécialistes ». Pour les insectes ravageurs, le modèle de Hamback *et al.* représente les 2 habitats constitutifs d'un mélange bispécifique (2 espèces de plantes représentées par leur traits) et étudient la répartition des insectes dans chacun de ces deux habitats en fonction de leur caractéristique, et des interactions biotiques entre plantes et entre plantes et insectes. Puisque la spatialisation des habitats n'est pas explicitement représentée, des approches plus abstraites ont également été conçues, comme par exemple dans Lopes *et al.* (2010), chez qui les différents habitats (plants de melon) sont représentés sur un axe décrivant la densité de pucerons par plant. En règle générale, les approches spatialement implicites sont moins complexes (nombre de paramètres plus faible) que les approches spatialement explicites. Elles se prêtent également plus facilement à des résolutions analytiques (voir les modèles de Hamback *et al.* et de Didjou-Demasse *et al.*) tout en permettant d'intégrer d'autres formes de complexité comme la prise en compte de paysages adaptatifs (Hammel *et al.*, 2021). Elles sont également moins coûteuses en temps de calcul (Lopes, 2007).

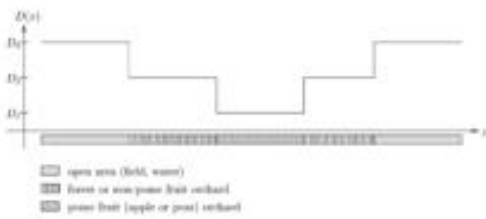
Les représentations spatialement explicites sont les plus utilisées pour toutes les catégories de bioagresseurs (en particulier pour les agents pathogènes et les insectes) et à toutes les échelles. Elles recouvrent une grande diversité d'approches. Une première approche consiste à représenter l'espace comme une variable continue. C'est typiquement le cas des modèles de type réaction-diffusion dans lesquels l'habitat est représenté en une (modèles de Tyson *et al.* et de Halley *et al.*) ou deux dimensions (modèles de Richter, Hannunen, Potgieter *et al.*, Sapoukhina (1), (2) et (3)) selon l'hétérogénéité spatiale que l'on souhaite décrire. Ainsi, l'effet des bordures de parcelle sur la dispersion du carpocapse est modélisé en une seule dimension dans le modèle de Tyson *et al.* Cette hypothèse garantit la solvabilité analytique du modèle. Certains modèles de réaction-diffusion couplent un compartiment bidimensionnel et un compartiment unidimensionnel, pour décrire l'effet d'éléments linéaires du paysage comme des routes (Roques *et al.*, 2016) ou des haies (modèle de Bourhis *et al.*). Une seconde approche consiste à représenter l'espace de façon discrète, comme un ensemble de cellules localisées dans un espace en deux dimensions. Ces cellules peuvent être carrées et définir une grille couvrant l'intégralité de la structure, comme c'est le cas chez la plupart des modèles à l'échelle de la parcelle (par ex. modèle de Garcia *et al.*), mais également chez certains modèles à l'échelle du paysage (par ex. Mosaic-Pest). La grille de cellules permet de représenter de façon générique un très grand nombre de configuration de l'habitat. A l'échelle du paysage, les cellules peuvent également être de taille et de formes variables (polygones décrit par les coordonnées exactes de leurs sommets limitrophes) pour une représentation plus réaliste des différents éléments de l'habitats (patchs et corridors) (Langhammer *et al.*, 2019 ; modèle de Papaix *et al.* (1)). Les modèles de réseau (*network models*) peuvent également adopter une approche spatialement explicite comme dans celui de Yakob *et al.* Dans ce travail, les cellules sont des patchs distribués aléatoirement dans un espace en 2 dimensions, et connectés ou non en fonction en particulier de leur éloignement. La définition d'un grand nombre de cellules empêchant généralement la résolution analytique, les modèles utilisant ces approches sont, dans le corpus, exclusivement des modèles de simulation. Le temps de calcul nécessaire à la simulation dépend de leur résolution spatio-temporelle (voir 4.3.3), mais peut être substantiel. Une dernière approche spatialement explicite est utilisée pour les structures à l'échelle de la plante et du voisinage de plantes et repose sur une spatialisation en une dimension verticale ou en trois dimensions de l'habitat. Ainsi pour les adventices, plusieurs modèles écophysiques utilisent un axe vertical pour représenter finement la distribution de la lumière au sein du couvert végétal. Par exemple, le modèle FLORSYS divise la parcelle en cellules en trois dimensions (voxels) pour représenter de façon très réaliste la compétition entre plantes. Le modèle INTERCOM utilise quant à lui l'équation de Beer-Lambert pour représenter l'absorption de la lumière par le couvert végétal en fonction de ses caractéristiques structurales et physiques selon un axe vertical. Pour les agents pathogènes, la structure en trois dimensions est utilisée par exemple par des modèles physiques de dispersion par la pluie (*splash dispersal*) (modèle de Vidal *et al.* ; Ntahimpera *et al.*, 1998). L'axe vertical est également utilisé dans les modèles de banques de graines (modèle de Jordan *et al.* ; ALOMYSYS), définissant plusieurs (de 2 à 30) couches de sol pour représenter finement son impact sur les traits de vie et les mouvements des graines, ainsi que celui du travail du sol. Hormis pour FLORSYS, ces approches très réalistes peuvent être intégrées à l'échelle de la parcelle, mais pas à l'échelle du paysage, en raison de leur complexité et de leur coût en temps de calcul⁹.

⁹ Pour plus de détails, voir la section 4.9 sur les combinaisons d'outils

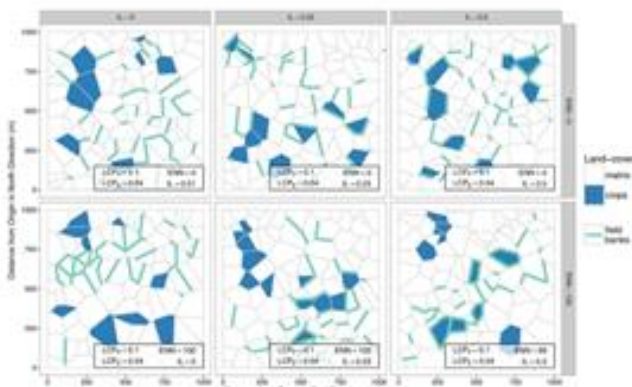
Figure 4-13. Quatre approches contrastées pour la représentation de l'espace et de la dépendance des systèmes modélisés à la spatialité. Les approches présentées ici sont toutes issues d'un article du corpus.



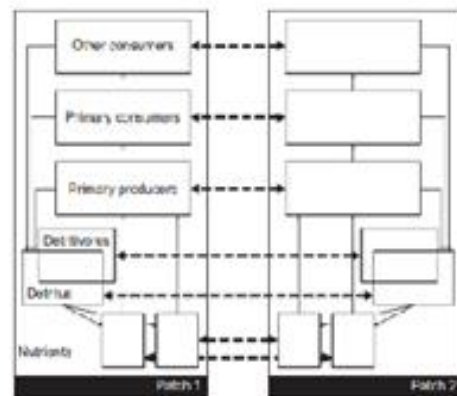
Représentation spatialement explicite du paysage sous la forme d'une grille en deux dimensions [Lux et al. 2016]



Représentation spatialement explicite du paysage par variation de la valeur du paramètre de diffusion sur une seule dimension [Tyson et al. 2007]



Représentation spatialement explicite de l'habitat sous la forme de polygones de formes et de tailles variables. [Bouhis et al. 2017]



Représentation spatialement implicite de deux habitats (modèle de méta-écosystème) [Masso et al. 2011]

4.3.2.2. Représentations du temps : approches discrète, continue et semi-discrète

Deux approches principales peuvent être utilisées pour représenter le temps, une approche continue pour laquelle l'ensemble des variables du modèle évoluent de façon continue dans le temps, et une approche discrète pour laquelle les variables sont calculées sur un ensemble de « points dans le temps » séparés par une durée égale appelée « pas de temps ». Le choix d'une représentation temporelle discrète ou continue dépend pour beaucoup du formalisme adopté par le modèle. Ainsi, les modèles reposant sur des EDO ou des EDP sont en temps continu, mais ils ont des analogues discrets (modèles de différence). Dans les modèles individus-centrés, les individus sont discrets (par définition, on ne se place pas à l'échelle populationnelle mais individuelle), mais le temps peut être continu, par exemple si les individus suivent des mouvements browniens, ou discret.

Une approche en temps discret implique souvent une certaine synchronisation entre les phénomènes étudiés, qui peut être réaliste ou non suivant le système étudié. Le choix d'une approche en temps continu ou discret n'est cependant pas nécessairement fondamental. Ainsi, en pratique, la simulation des EDO/EDP repose sur des schémas de résolution numérique discrétisés en temps (e.g. méthode de Runge-Kutta pour les EDO), avec un pas suffisamment petit pour approcher la solution du modèle continu. Notons pour finir que de plusieurs modèles du corpus (par ex. celui de Fabre *et al.*), optent pour des approches mixtes dites semi-discrètes. Ce choix est souvent guidé par la biologie des systèmes étudiés. En effet, les écosystèmes agricoles sont fréquemment perturbés par des opérations (e.g. récolte ou travail du sol) introduisant de fortes discontinuités dans leur évolution temporelle. Les approches semi-discrètes couplent une représentation continue du temps pendant la saison de culture tandis que les inter-saisons sont représentées comme des événements en temps discret.

4.3.3. Résolution spatio-temporelle

Pour tous les modèles du corpus, le choix d'une représentation spatio-temporelle dépend (i) des **échelles** spatiales et temporelles étudiées, (ii) de la **catégorie de bioagresseurs** et de ses traits biologiques et écologiques, mais (iii) demeure limité par le **temps de calcul** qui impose une contrainte sur la finesse des résolutions utilisées. Les logiques et les contraintes présidant à ces choix sont illustrées en Encadré 4-3 dans le cas des modèles sur les insectes. De façon générale sur le corpus, la Figure 4-14 illustre l'existence d'une forte corrélation entre résolution et échelle des modèles, tant du point de vue spatial (Figure 4-14 a) que temporel (Figure 4-14 b). Cette figure illustre également la variabilité importante des résolutions spatiales et temporelles présente au sein des modèles du corpus. La force de ces corrélations dépend notamment des catégories de bioagresseurs (Figure 4-15). Des exemples de contraintes inhérentes à la modélisation des interactions entre espèces dont le cycle de vie implique des pas de temps et d'espace très différents sont donnés en section 4.6.

Figure 4-14. Croisement des échelles étudiées et des résolutions adoptées : (a) Échelle spatiale en fonction de la résolution spatiale, (b) échelle temporelle en fonction de la résolution temporelle.

Les échelles et les résolutions ont été récupérées dans le texte des articles. Certains modèles ne précisant aucune résolution temporelle (modèles statiques) ou spatiale (modèles non-spatiaux, ou spatialement implicites) ne sont pas présentés sur la figure. Le code couleur et les lettres indiquent la catégorie d'organismes représentés par les modèles ; P noir pour les pathogènes, A vert pour les adventices, E bleu pour les ennemis naturels, et I orange pour les insectes. La taille des lettres indique le nombre de modèles se situant sur le point (de 1 à 3). Les modèles ayant plusieurs échelles ou plusieurs résolutions, par exemple pour représenter plusieurs catégories d'organismes (notamment insectes et ennemis naturels) donnent lieu à autant de points sur la figure.

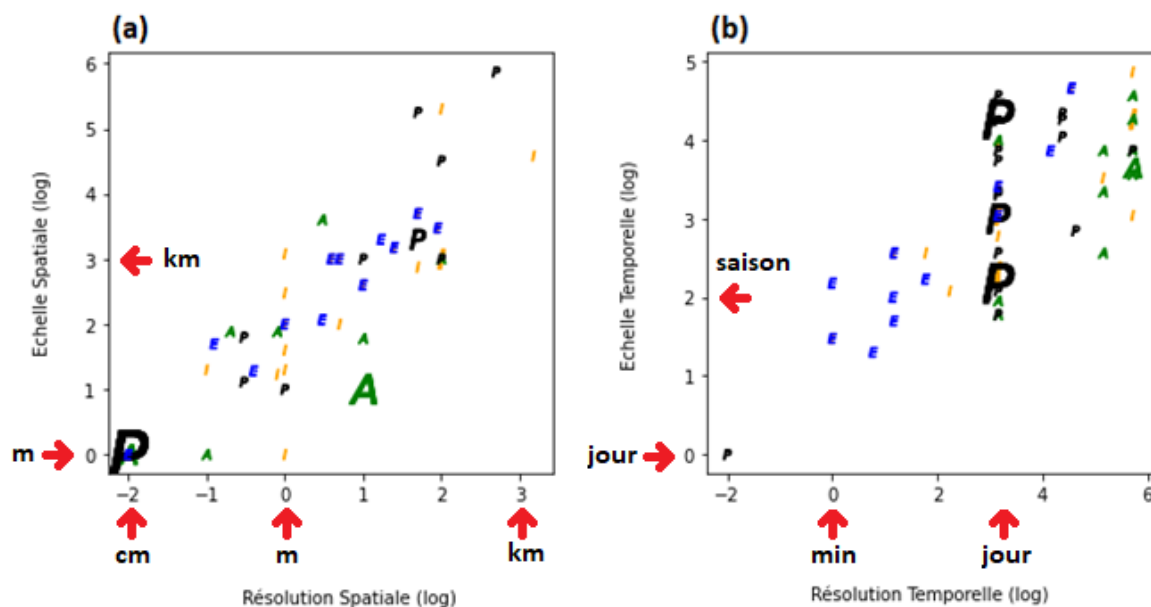
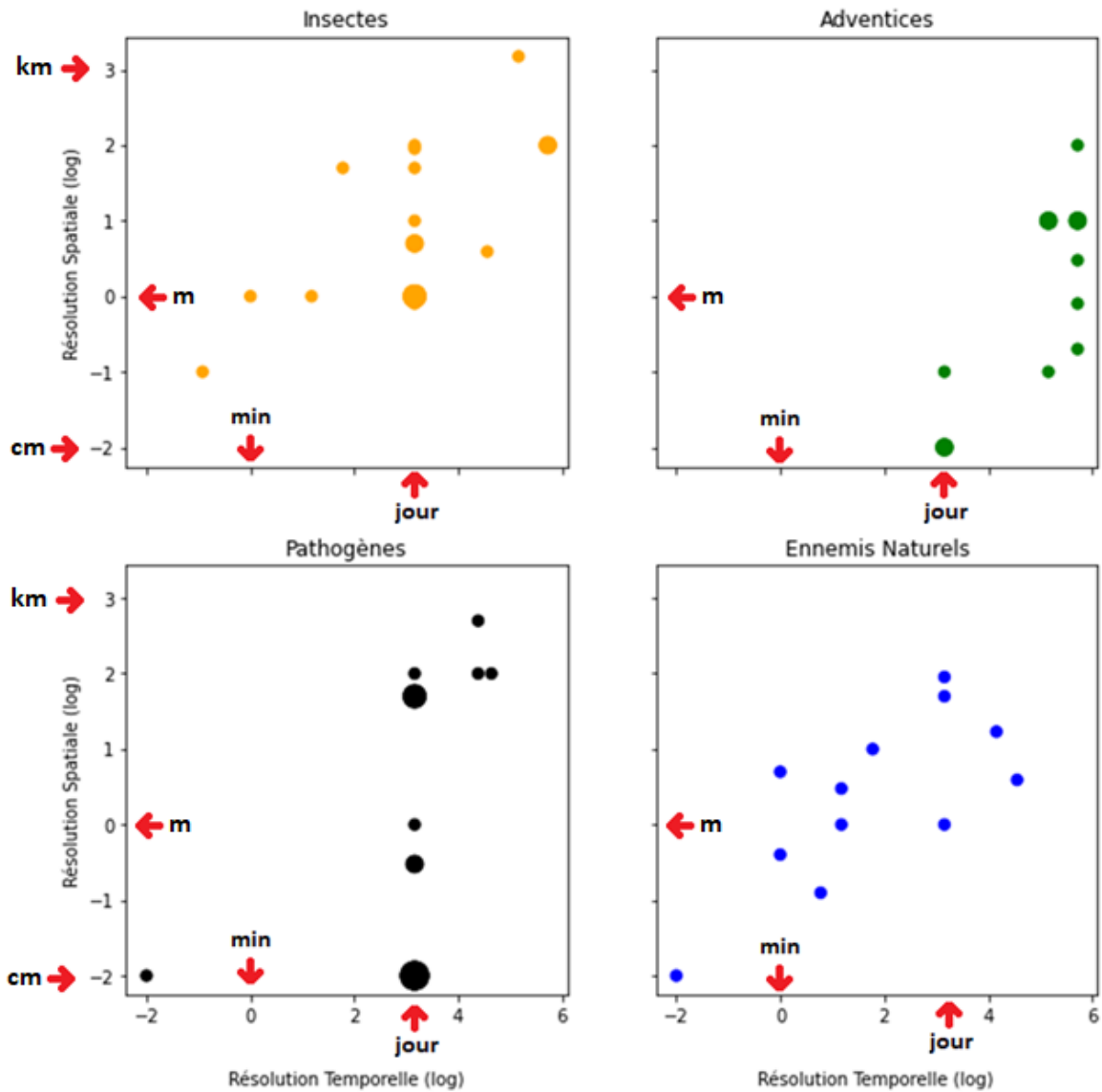


Figure 4-15. Croisement des résolutions spatiales et temporelles utilisées par les modèles du corpus, en fonction de la catégorie d'organisme étudiée.

La taille des points (de 1 à 4) correspond au nombre de modèles. Seuls les modèles ayant une résolution spatiale et une résolution temporelle sont représentés sur cette figure.



Encadré 4-3. Choix d'une résolution spatio-temporelle - Exemple des modèles sur les insectes

Les résolutions spatiales et temporelles sont liées à l'échelle et aux objectifs du modèle. En fonction de la structure représentée (parcelle, exploitation ou paysage), la **résolution spatiale** du modèle (surface, ou nombre de cellules considéré) peut varier grandement, du km² pour certains modèles de paysage (e.g. 15 ha pour Szalai *et al.*, à une seule plante (<1m²) (e.g. un plant de banane pour Attalah *et al.*), et de 4 cellules, représentant chacune un champ, pour Garcia *et al.*) à plus de 2000 pour PESTonFARM. Parmi les modèles portant sur les insectes, 3 modèles de type réaction-diffusion utilisent une représentation temporelle continue et les 6 autres une représentation temporelle discrète. Les 6 modèles en temps discrets utilisent une **résolution temporelle** journalière (pas de temps journalier) à l'exception du modèle de Szalai *et al.* dont la résolution temporelle est le temps de génération. A l'instar de la résolution spatiale, l'adoption d'un pas de temps journalier permet de représenter finement la variabilité temporelle de l'habitat. Ainsi, le pas de temps journalier du modèle de Potgieter *et al.* autorise l'étude des décalages de maturité entre différents plants de canne à sucre, ou encore l'impact du climat (e.g. en degré-jours). Par ailleurs, la prédation étant généralement un processus plus rapide que l'établissement des dégâts par consommation de tissus, certains modèles combinent plusieurs pas de temps. Par exemple, le modèle de Railsback et Johnson combine un premier journalier pour les dynamiques des populations d'insectes dans les parcelles, et un second d'une minute pour simuler les mouvements et la nutrition des oiseaux insectivores.

Les résolutions spatiale et temporelle du modèle dépendent des comportements de mouvement, de dispersion, du cycle de vie (en particulier longévité) voire des traits d'évolution du bioagresseur. La résolution spatiale des cellules évoquées ci-dessus dépend du type d'insectes, et en particulier de ses capacités de dispersion. Ainsi le modèle de Attalah *et al.* utilise une résolution spatiale fine pour le charançon du bananier (<1m²) car cet insecte se déplace lentement au sol (capacité de dispersion faible), alors que PESTonFARM présente une résolution plus grande (~10m²) en lien avec les capacités de dispersion plus grande de la mouche de la cerise. De même, la résolution temporelle du modèle peut être reliée aux traits de vie et évolutifs du bioagresseur. Le modèle de Garcia *et al.* par exemple utilise un pas de temps journalier afin de comparer plusieurs variétés de cerisier, différentes dans leur date de floraison, vis-à-vis de leur susceptibilité et de leur synchronisation avec le cycle de vie de la mouche de la cerise. A l'inverse, des modèles étudiant les dynamiques évolutives des populations tels que celui de Onstad *et al.* font plus naturellement appel à un pas de temps générationnel.

Enfin, la résolution spatio-temporelle du modèle est souvent soumise à une **contrainte de temps de calcul non négligeable**. Ainsi le modèle de Szalai *et al.* nécessite, pour effectuer les 70000 simulations permettant d'obtenir les résultats présentés par ses auteurs, 155 heures de calcul avec un CPU classique de 2,5GHz.

4.3.4. Approche stochastique ou déterministe

Au sein du corpus, 20 modèles (31%) sont stochastiques, c'est-à-dire qu'ils représentent le système modélisé comme un ensemble de processus aléatoires régis par des lois de probabilité, et 9 modèles (14%) introduisent de la stochasticité dans un formalisme par ailleurs déterministe pour représenter une partie du système modélisé. Par exemple, le modèle de Lo Iacono *et al.* (2) adopte une approche pour quantifier à la fois les effets de la stochasticité démographique et de la stochasticité environnementale. Pour ce faire, les auteurs ajoutent tout d'abord un terme stochastique dans chaque équation d'un modèle épidémiologique de type SIR, pour représenter la stochasticité des processus démographiques et son impact sur la dynamique épidémiologique. Dans un second temps, ils font varier aléatoirement et périodiquement la valeur de certains paramètres du cycle infectieux, pour représenter une stochasticité externe due à des perturbations aléatoires et périodiques de l'environnement. Un autre exemple est celui du modèle de Le Gal *et al.*, qui s'intéresse aux effets de la prédation sur la dynamique de population des pucerons dans des paysages agricoles. Plus spécifiquement, ils étudient les effets de la proportion et le degré d'agrégation des ESN en simulant de façon stochastique la distribution des ESN et des champs cultivés sur une grille de paysage (structure du paysage).

Au sein du corpus, la stochasticité est également souvent utilisée pour prendre en compte les incertitudes sur les **conditions initiales** du système modélisé.

Figure 4-16. Classification des modèles en fonction de la représentation spatiale (non-spatial, spatialement implicite ou spatialement explicite), temporelle (discrète ou continue) et du formalisme (stochastique ou déterministe) choisis.

Les couleurs indiquent la catégorie de bioagresseur étudiée par les modèles (pathogènes en **noir**, adventices en **vert**, insectes en **orange** et ennemis naturels en **bleu**). Certains modèles utilisant la stochasticité de façon partielle, ont été classés dans les deux catégories. Pour neuf modèles enfin, l’information sur le formalisme ou sur les représentations choisies n’a pu être récupérée (information peu claire dans les articles), ce qui porte le nombre de modèles présentés dans cette figure à 66.

	Déterministe		Stochastique	
	Discret	Continu	Discret	Continu
Explicite	<p><i>Tyson et Bastiaans 2016</i> <i>Benjamin et al.</i> <i>Bianchi et Van der Werf</i> <i>Bianchi et Van der Werf IN</i> <i>Blumenthal et Nicholas</i> <i>Crowder et al.</i> <i>Gonzalez-Dias et al.</i> <i>Holden et al.</i> <i>Le Gal et al.</i> <i>Lo pelzer et al.</i> <i>Mosaic-Pest</i> <i>Mosaic-Pest GN</i> <i>Raisback et Johnson</i> <i>Raisback et al.</i> <i>Richter</i> <i>Volmerat et al.</i> <i>Wingen et al.</i> <i>Xu (1)</i></p>	<p><i>Banks et al.</i> <i>Bourhis et al.</i> <i>Halley al.</i> <i>Hannunen</i> <i>Potgieter et al.</i> <i>Sapoukhina et al. (1)</i> <i>Sapoukhina et al. (2)</i> <i>Sapoukhina et al. (3)</i> <i>Skelsey et al.</i> <i>Suzuki et al.</i> <i>Tyson et al.</i> <i>Watkinson-Powell et al.</i></p>	<p><i>Atallah et al.</i> <i>Evers et Bastiaans 2016</i> <i>Blumenthal et Nicholas</i> <i>COSMOS</i> <i>Garcia et al.</i> <i>Gonzalez-Dias et al.</i> <i>Holden et al.</i> <i>Holt</i> <i>Le Gal et al.</i> <i>PESTonFARM</i> <i>Raisback et Johnson</i> <i>Skirvin</i> <i>Thorbek et Topping</i> <i>Van Mourik et al.</i> <i>Yakob et al.</i></p>	<p><i>Foragescape</i> <i>Lof et Van der Werf (1)</i> <i>Gigot et al.</i> <i>Kaplan et Lewis</i> <i>Sapoukhina et al. (2)</i> <i>Vidal et al.</i></p>
Implicite	<p><i>ALOMYSYS</i> <i>Lof et Van der Werf (2)</i> <i>Onstad et al.</i></p>	<p><i>Djidjou-Demasse et al.</i> <i>Fabre et al.</i> <i>Hamback et al.</i></p>		
Non-spatial	<p><i>Davis et al.</i> <i>Gonzalez Andujar et Fernandez-Quintanilla</i> <i>INTERCOM</i></p>	<p><i>Bargues-Ribera et al.</i> <i>Jeger et al.</i> <i>Lo Iacono et al. (1)</i> <i>Lo Iacono et al. (2)</i> <i>Mikaberidze et al.</i> <i>Xia et al.</i> <i>Xia et al. EN</i></p>	<p><i>Davis et al.</i></p>	<p><i>Lo Iacono et al. (1)</i> <i>Lo Iacono et al. (2)</i></p>

4.4. Structure de la composante végétale

La quasi-totalité des modèles se munit d'une représentation de la structure de la composante végétale de l'écosystème agricole. En fonction de l'échelle concernée par le mode de diversification étudié, cette représentation peut être une représentation du paysage agricole, de la parcelle, de structures à l'échelle des plantes ou du voisinage de plantes (e.g. structure du couvert végétal, structure du sol), voire une représentation de la structure génétique (e.g. génotypes, cultivars) des peuplements végétaux. A toutes les échelles, et puisque tous les modes de diversification étudiés reposent fondamentalement sur une modification de la qualité et/ou de la structure de l'habitat, **ces représentations permettent de transcrire au sein du modèle l'impact de la diversification sur la régulation naturelle des bioagresseurs**. En fonction de l'objectif du modèle, la représentation de l'habitat et de sa structure peut être une donnée d'entrée, fixée par l'expérimentateur ou à contrario simulée par le modèle dans le but d'en optimiser la structure. Dans cette partie nous présenterons échelle par échelle les raisons pour lesquelles l'habitat et sa structure sont représentés, en fonction des modes de diversification et des bioagresseurs étudiés. Pour chaque échelle nous discutons des choix effectués dans la modélisation de l'habitat et de sa structure, en fonction principalement des objectifs des modèles, du compromis « généralité x réalisme x précision », des bioagresseurs étudiés, et des contraintes techniques inhérentes à chacun de ces choix.

La représentation de l'habitat et de sa structure peut être utilisée comme un **cadre pour la conduite d'une expérience virtuelle**. La façon dont chaque composante de la qualité et de la structure de l'habitat est représentée varie en fonction des objectifs du modèle. Elle peut être **fixée** en entrée du modèle (e.g. la composition ou la configuration de l'habitat font partie du périmètre du modèle) pour restreindre le cadre de l'expérience ou **choisies** par l'expérimentateur pour la construction de **scénarios** (e.g. 7 scénarios d'hétérogénéité croissante du paysage dans le modèle de Gonzalez-Dias *et al.*, ou 3 scénarios de *landsharing vs landsparing* chez FLORSYS), ou encore **simulées** (en particulier pour la configuration du paysage comme dans les modèles de Le Gal *et al.*, de Papaix *et al.* (1) ou de Bourhis *et al.*, chez qui le paysage est simulé à partir de plusieurs métriques paysagères). La représentation de la structure de l'habitat peut également être un **résultat de prédiction du modèle**, comme pour le modèle de Bourhis *et al.* portant sur les insectes ravageurs, et dont l'objectif est d'optimiser la structure des paysages les plus suppressifs. C'est enfin aussi le cas des modèles sur les organismes pathogènes dont l'objectif est de prédire la structure du paysage qui maximise le contrôle épidémiologique (Rimbaud *et al.* (2)) et/ou la durabilité des résistances (Rimbaud *et al.*, 2021). Enfin, la structure de l'habitat peut être obtenue comme le résultat d'une interaction entre les décisions individuelles des agriculteurs et les aspects économiques et écologiques, dans de rares modèles décrivant les boucles de rétroactions entre paysage, compartiments écologiques et prise de décision par les acteurs de terrain (Stratonovitch *et al.*, 2014 ; Drechsler, 2020 ; Martinet et Roques, 2022).

Adapter le modèle au(x) mode(s) de diversification étudié(s)

La modélisation de l'habitat permet non seulement de distinguer clairement les effets propres de chacune de ses caractéristiques (e.g. effets de composition vs. de configuration des paysages) mais également de représenter les spécificités de chaque **mode de diversification**. Par exemple, le modèle de Garcia *et al.* étudie les effets de différentes configurations (rotations x assolements) sur la dynamique des populations de chrysomèles dans un paysage cultivé avec du maïs et du soja. Certains modèles optent pour une approche factorielle (*factorial design*) permettant d'étudier conjointement ou séparément les effets de la configuration et de la composition de l'habitat, comme par exemple le modèle de Papaix *et al.* (1), simulant 150 paysages obtenus en croisant plusieurs configurations (2x5 configurations aléatoires pour 2 niveaux de la taille moyenne des parcelles) avec 5 niveaux de proportions de plantes hôtes et trois niveaux d'agrégation de l'habitat. Ainsi, si la configuration du paysage ou de la parcelle est souvent le parent pauvre dans les études expérimentales, parce que les approches factorielles complètes sont difficiles (voire impossibles) à mettre en place sur le terrain, elle est plus fréquemment étudiée dans les études de modélisation (e.g. modèle de Evers et Bastiaans). Plus simplement, la modélisation des habitats permet d'aborder des questions de recherche adaptées aux particularités d'un paysage réel, dont les caractéristiques sont déterminées avec des données GIS (modèle de Richter).

Adapter le modèle au type (catégorie/espèce) de bioagresseur étudié

Si la représentation de l'habitat dans chaque modèle fournit un cadre adapté à l'étude de(s) mode(s) de diversification végétale, elle doit également être définie en fonction de la **catégorie ou l'espèce de bioagresseur étudié et des hypothèses de mécanismes en jeu formulées**. En particulier, la **composition** de l'habitat peut être définie en fonction des **traits de nutrition et de reproduction des bioagresseurs**. Par exemple, pour une population d'insectes ravageurs théoriques, le modèle de Bourhis *et al.* représente séparément des sites de nutrition (ESNs en bordures de parcelle, source de nectar) et des sites de pontes (champs cultivés, sites de nutrition des larves). Pour les adventices, la représentation de la composition de l'habitat inclut par exemple la disponibilité de la ressource en lumière (INTERCOM, FLORSYS), ou la structure et les perturbations régulières du sol (ALOMYSYS ; modèle de Jordan *et al.*). De même, la représentation de la **configuration de l'habitat** peut être définie en fonction des **traits de dispersion** des bioagresseurs, comme dans le modèle de Vidal *et al.* Ce modèle adopte une représentation fine de la structure de la canopée afin de représenter l'interception par le feuillage de propagules d'agents pathogènes se dispersant *via* la pluie (*splash dispersal*). C'est également le cas du modèle de réseau de Yakob *et al.* chez qui la configuration de l'habitat (connectivité entre patches) est représentée en fonction des capacités de dispersion des populations d'insectes ravageurs. Pour les insectes ravageurs, la **représentation de l'habitat** peut également être définie **en fonction de la perception qu'ils ont de leur habitat**, comme dans le modèle de Richter qui représente les gradients de signaux olfactifs émergeant de la composition du paysage pour simuler des comportements de dispersion orientés. Pour les ennemis naturels, la représentation de l'habitat peut être couplée à la dynamique spatiale des bioagresseurs¹⁰.

Dans cette partie nous reprenons la typologie des briques élémentaires présentée dans la première partie de ce rapport. Nous détaillerons les choix de représentation effectués par les modèles du corpus pour les briques élémentaires décrivant la structure de la composante végétale. Il s'agit en particulier de la configuration et de la composition du paysage, de la configuration et de la composition de la parcelle, et à l'échelle de la plante et de son voisinage de la structure du couvert et du sol (voir Tableau 4-4)¹¹.

Tableau 4-4. Représentation des briques élémentaires du maillon « structure de la composante végétale » par les modèles

Briques élémentaires	Structure de la composante végétale													
	Echelle Paysage		Echelle Parcelle		Echelle Plante et son voisinage				Echelle Gène					
	Configuration	Composition	Configuration	Composition	Structure du couvert	Structure du sol	Architecture de la plante cultivée	Microclimat	Génotype de la plante cultivée					
Nombre de modèles représentant chaque (ensemble de) brique(s)	53	28	22	25	23	15	22	11	6	4	6	4	9	9

¹⁰ Voir section 4.6.2.

¹¹ Les représentations de l'architecture de la plante sont présentées conjointement avec celles de la structure du couvert, et le microclimat, très peu abordé dans les modèles, est évoqué dans la section 4.4.3 sur le voisinage de la plante.

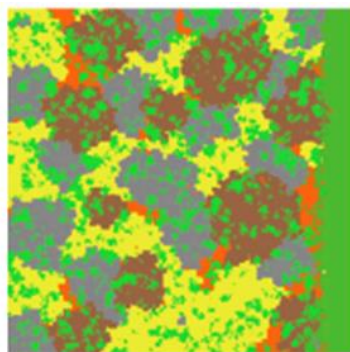
4.4.1. Echelle du paysage

4.4.1.1. Configuration du paysage

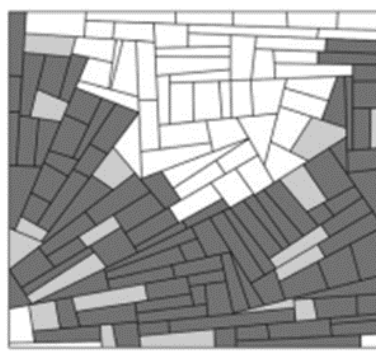
La configuration du paysage est représentée par 21 modèles du corpus et repose sur la prise en compte d'un certain nombre de caractéristiques paysagères, comme le **nombre**, la **taille** (modèle de Ricci *et al.*) et la **forme** des parcelles, leur **variabilité** (modèle de Papaix *et al.* (1)) et leur **degré d'agrégation**, ou encore la **connectivité** du paysage, comme la longueur des interfaces et la distance moyenne entre parcelles cultivées et éléments semi-naturels dans le modèle de Bourhis *et al.* Elle permet d'étudier en particulier les impacts des mosaïques paysagères - qui peuvent être dynamiques et/ou intégrer des éléments semi-naturels - sur les dynamiques spatio-temporelles des bioagresseurs. Elle concerne essentiellement les insectes, sur qui elle peut avoir une grande influence (Vinatier *et al.*, 2011) et les agents pathogènes et, plus rarement les adventices, comme traité par le modèle de Ricci *et al.* (2018) simulant 5 configurations de paysage différant par le nombre et de la taille des parcelles. Les modèles étudiant les adventices fixent souvent la configuration du paysage (modèles de Blumenthal et Nicholas, de Gonzalez-Dias *et al.* et FLORSYS).

Plusieurs approches spatialement explicites sont utilisées pour représenter la configuration du paysage (Figure 4-17). Elle peut d'abord être représentée « à la main » de façon très générique et flexible sur une grille de cellules carrées comme dans le modèle de Railsback et Johnson définissant par exemple une forêt occupant une proportion choisie du paysage en sa bordure droite, et des patches d'arbres (paquets de cellules) dont la taille (nombre de cellules) et l'éloignement moyen sont également choisis par l'expérimentateur. Pour plus de réalisme, la plupart des modèles utilisent des algorithmes de pavage de plan plus complexe, représentant directement les différents éléments du paysage sous la forme de polygones de tailles et de formes variables (Langhammer *et al.*, 2019). Le contrôle de la forme des parcelles assure un degré de réalisme supplémentaire en empêchant par exemple les formes triangulaires, et en permettant la représentation d'éléments linéaires comme les haies. Parmi ces algorithmes, on retrouve notamment les pavages de plan de Voronoï (à partir d'un ensemble de points discrets répartis sur l'espace, chaque cellule représente la zone où l'on est le plus proche d'un point que de n'importe quel autre) et les pavages de plan en T (chaque sommets interne a trois arêtes incidentes, dont 2 d'entre elles sous-tendent un angle de 180°). Le pavage en T est plus adapté au paysage agricole selon Papaix *et al.* (2014a), le pavage de Voronoï pouvant produire des polygones convexes avec un grand nombre d'arêtes, ce qui est moins réaliste.

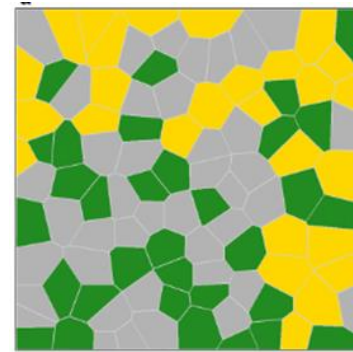
Figure 4-17. Exemples de trois approches pour simuler la configuration d'un paysage agricole



Grille de paysage définie « à la main »
Source : Railsback et Jonsson, 2014.



Pavage de plan en T
Source : Rimbaud *et al.*, 2018b



Pavage de plan de Voronoï
Source : Poggi *et al.*, 2018

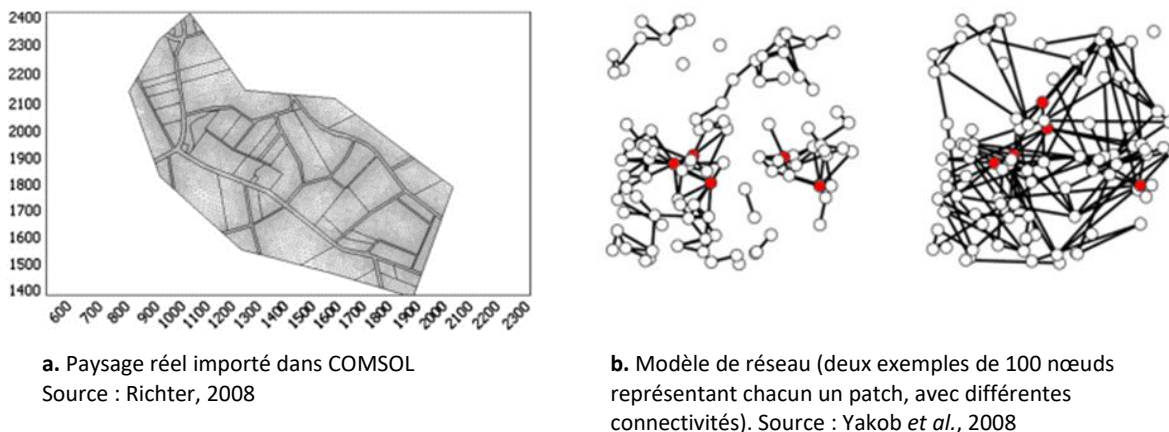
Le degré d'agrégation de chaque habitat est représenté dans plusieurs modèles à l'échelle du paysage (e.g. ceux de Le Gal *et al.*, de Railsback et Johnson, de Ricci *et al.*). Le degré d'agrégation est généralement un paramètre d'entrée du modèle, représentant par exemple dans le modèle de Papaix *et al.* (1) la moyenne à l'échelle du paysage du nombre de parcelles voisines composées du même type d'habitat. Il est généralement fixé à deux ou plusieurs niveaux, puis implémenté pour la simulation de plusieurs paysages sur ces différents niveaux. Le modèle de Ricci *et al.* par exemple utilise un algorithme de recuit simulé pour placer des prairies permanentes dans le paysage selon deux niveaux de fragmentation (fort et faible). De façon implicite, le modèle en réseau de

Yakob *et al.* introduit également un coefficient d'agrégation, représentant la probabilité que deux nœuds étant connectés à un troisième soient eux-mêmes connectés entre eux. L'agrégation de l'habitat peut aussi provenir de la synchronicité des rotations à l'échelle du paysage, comme étudié par le modèle FLORSYS. De façon générale, l'agrégation d'un habitat, si elle a tendance à faciliter la persistance des espèces y résidant, réduit la longueur des zones de contact avec les autres régions (habitats ou non habitats) et réduit par conséquent la fréquence des interactions biotiques avec les espèces des autres régions.

La configuration du paysage représenté peut être **entièrement** calquée sur celle d'un **paysage réel** (Figure 4-18 **(a)**). On utilise pour cela des systèmes GIS (*Geographic Information System*) permettant de définir les propriétés géométriques des différents éléments le composant (e.g. forme, longueur et orientation) à partir de photographies aériennes (modèle de Richter ; Vinatier *et al.*, 2011). Elle peut également être **inspirée d'un paysage réel**, dont certaines propriétés seulement sont modifiées afin de simuler des paysages réalistes (modèle de Bourhis *et al.*). Elle peut être également **entièrement simulée**, à partir de règles heuristiques pour reproduire les caractéristiques structurelles du paysage agricole représenté (approche *pattern-based*). Enfin des paysages peuvent être simulés en explicitant les processus écologiques et socio-économiques à l'origine de leur structures (approche *process-based*) (Langhammer *et al.*, 2019). Toutefois, ce degré de réalisme n'est que très rarement mobilisé pour la représentation de la régulation naturelle des bioagresseurs.

A l'opposé, la configuration du paysage peut être simplement prise en compte de façon implicite *via* des contraintes imposées sur les mouvements (dispersion) des bioagresseurs. Ainsi, dans le modèle de réseau de Yakob *et al.*, la connectivité entre les nœuds (probabilité de dispersion d'un insecte d'un patch à un autre) dépend en partie de la connectivité du paysage (Figure 4-18 **(b)**).

Figure 4-18. Exemples de deux représentations de la configuration d'un paysage agricole.



4.4.1.2. Composition du paysage

La **composition du paysage** est représentée par l'intégralité des 24 modèles traitant de cette échelle. Elle repose sur la prise en compte de la **qualité de chaque habitat** (éventuellement variable dans le temps ou en fonction du stade de développement du bioagresseur), de la **proportion de chaque habitat** dans le paysage, de leurs **succession temporelle** (rotations).

La **composition du paysage** fait généralement partie du périmètre du modèle, c'est-à-dire qu'elle est encadrée et définie en entrée des modèles par une liste des habitats possibles. Par exemple le modèle de Garcia *et al.* définit deux habitats possibles pour la chrysomèle (maïs, soja) et un non habitat (jachère). Celui de Tyson *et al.* définit un habitat possible pour le carpocapse (verger) et deux non habitats (bordures de parcelle boisée et sol nu). Celui de Ricci *et al.* définit trois habitats possibles pour les adventices (trois systèmes de cultures) et un non-habitat (prairie permanente). De son côté, le modèle de Didjou-Demasse *et al.* définit quatre habitats possibles pour un virus, trois variétés de cultures résistantes et un réservoir naturel (ESN). Celui de Railsback et Johnson définit de façon plus précise 2 non habitats pour les oiseaux insectivores (prairies et zones non cultivées), et 4 habitats possibles (forêt, patch d'arbres, plantation de café sous ombrage et en plein soleil).

Les déterminants de la **qualité de chaque habitat** pour le bioagresseur sont multiples, en fonction par exemple du stade de développement du bioagresseur, de ses traits comportementaux et évolutifs, du développement et du stade phénologique de la plante, ainsi que des conditions climatiques et microclimatiques et des interactions biotiques. Si plusieurs modèles à des échelles plus fines ont vocation à représenter la qualité de l'habitat et sa variabilité en fonction de ces différents déterminants, à l'échelle du paysage, les représentations de la qualité de l'habitat sont généralement simplifiées. Les habitats possibles listés en entrée du modèle peuvent être de qualité fixe (modèles de Railsback et Johnson, et de Ricci *et al.*), ou modulée en fonction du stade de développement du bioagresseur (modèle de Garcia *et al.*), du génotype du bioagresseur (modèle de Didjou-Demasse *et al.*), ou dans le temps en fonction de la saison (parcelles cultivées pendant la saison, puis qui disparaissent dans le modèle de Fabre *et al.* ou du stade de développement phénologique de la plante cultivée (MosaicPest). Différents non habitats peuvent être distingués et représentés comme dans les modèles de Tyson *et al.* ou de Railsback et Johnson lorsqu'ils impactent différemment la dispersion des bioagresseurs.

La **proportion de chaque habitat** dans le paysage est un paramètre propre à la représentation des paysages, et peut donc être représenté assez simplement comme un paramètre d'entrée des modèles (e.g. comme le ratio hôte/non-hôte ou la proportion d'ESN dans le paysage). Certains modèles fixent cette proportion pour la construction de scénarios (celui de Gonzalez-Dias *et al.*), d'autres la font varier afin d'identifier par exemple, la proportion optimale d'ESN dans le paysage vis-à-vis de la régulation naturelle des bioagresseurs ou du rendement (modèles de Le Gal *et al.*, de Bourhis *et al.*, de Ricci *et al.*, et de Papaix *et al.* (1)). A l'échelle nationale, le modèle de Lof et Van der Werf (2) utilise la carte des départements, et fixe pour chacun le nombre de parcelles de blé (et de parcelles non-hôtes) en fonction du pourcentage de parcelles réellement cultivées en blé.

L'impact de la **succession temporelle des différents habitats** peut être représenté par le modèle ou pris en compte directement dans la définition des habitats possibles en entrée du modèle. Ainsi le modèle de Onstad *et al.* (1) définit deux habitats possibles de maïs, un habitat de maïs continu, et un habitat de maïs après une culture de soja. De même, MosaicPest définit un habitat de colza, et un habitat de « colza l'année précédente ». De façon analogue, le modèle de Gonzalez-Dias *et al.* construit des scénarios de paysage en distinguant des successions de 2 ou 3 cultures, ainsi que les permutations possibles de ces cultures sur des rotations de 2 à 6 ans. Le modèle de Ricci *et al.* représente trois systèmes de culture possibles (incluant les itinéraires techniques avec labour ou herbicide), et distinguent les cultures d'hiver des cultures d'été. Seul le modèle FLORSYS appliqué à l'échelle du paysage fournit une représentation réellement variable de la succession des cultures (sur 1 à 4 ans).

4.4.2. Echelle de la parcelle

4.4.2.1. Configuration de la parcelle

L'**arrangement spatial de la végétation** peut être étudié seul (Evers et Bastiaans, 2016), mais est majoritairement représenté en combinaison avec d'autres modes de diversification, par les modèles étudiant les mélanges variétaux (Sapoukhina *et al.* (1), (2) et (3)) ou les mélanges interspécifiques (plantes pièges, association de culture et agroforesterie). Pour tous les bioagresseurs, il s'agit de représenter la **distribution spatiale des plantes cultivées** sur la parcelle (e.g. arrangement en rang, en patch, aléatoire ou uniforme – avec éventuellement différentes modalités de largeur des interrangs (modèle de Garcia *et al.*), ou différents ratio périmètre/aire des patchs de cultures) et de la **densité de semis** (e.g. *additive vs. replacement design*¹²). Pour les ennemis naturels, **la taille** de la parcelle peut également être étudiée à cette échelle, en ce qu'elle conditionne la capacité des ennemis naturels à réguler les populations de bioagresseurs de façon homogène sur l'ensemble de la parcelle (modèle de Banks *et al.*). Un seul modèle (FLORSYS) prend également en compte les échecs d'implantations de la culture, donnant une distribution spatiale clairsemée des plantes sur la parcelle.

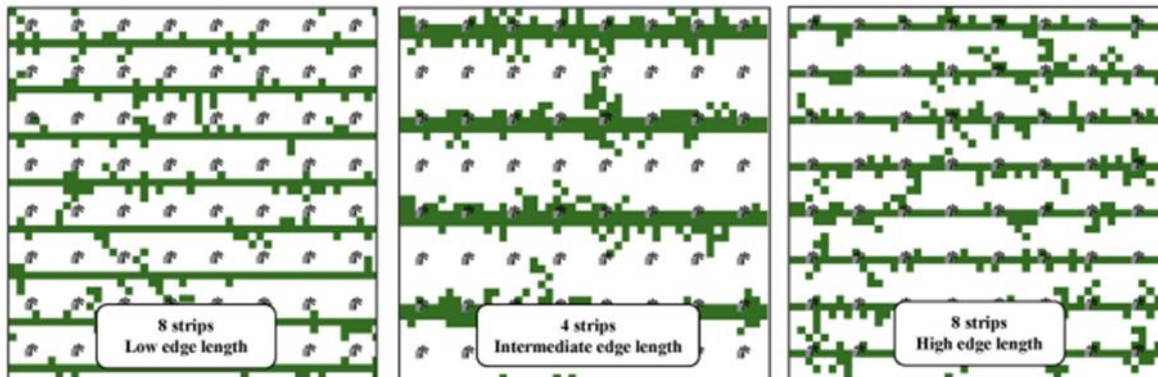
La **distribution spatiale des plantes cultivées** peut être représentée de façon implicite, en utilisant par exemple des jeux de paramètres différents pour représenter des distributions en patch ou uniforme. De façon plus réaliste, à l'instar des représentations de la configuration du paysage, la parcelle peut faire l'objet d'une représentation spatialement explicite basée sur un ensemble de cellules de compositions variables. Ainsi, dans Foragescape, une parcelle 19.2 x 19.2 m² est divisée en 48 x 48 cellules de 0.4 mètres de côté représentant 8

¹² Dans un mélange bispécifique, la densité de semis peut être égale à la somme des densités des deux cultures pures (*additive design*), ou égale à la densité d'une des cultures pures (*replacement design*).

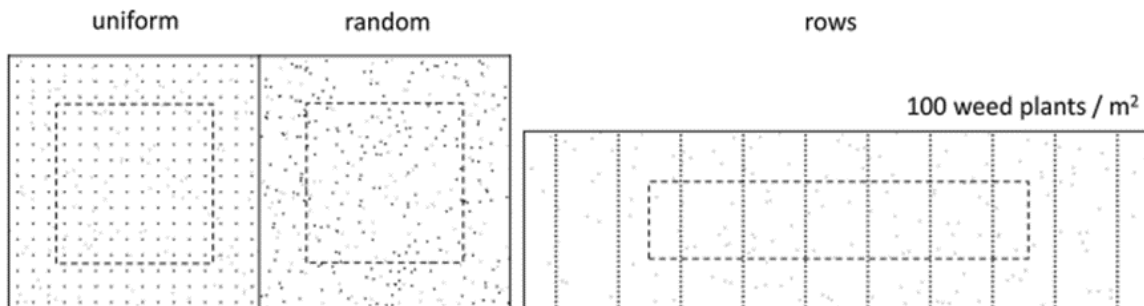
rangées de 8 plants de banane espacées de 6 cellules chacune. Cette division fine permet d'étudier plusieurs arrangements spatiaux (nombre de bandes et distance moyenne entre une bande et un rang de bananier - voir Figure 4-19) de la végétation favorable aux ennemis naturels du charançon du bananier.

Figure 4-19. Exemples de représentations de l'arrangement spatial de la végétation dans la parcelle

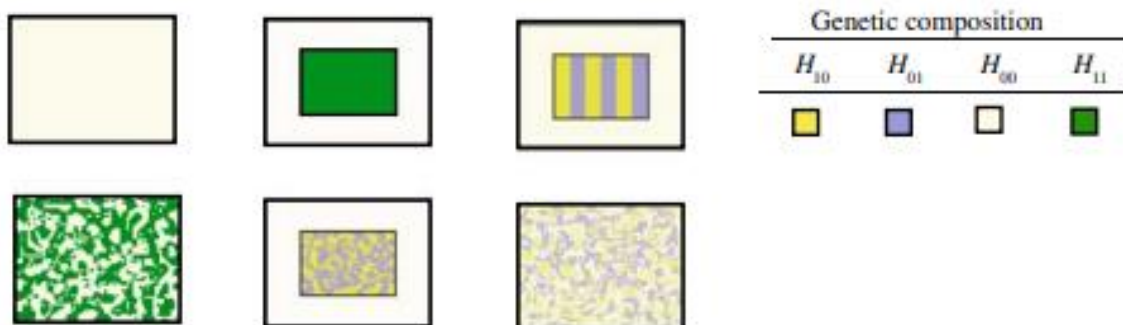
Exemple de trois arrangements spatiaux (en bande, avec différentes longueurs d'interface entre plantes cultivées et plantes compagnes) dans une parcelle de bananier. Ces arrangements sont tirés de Collard *et al.* (2018), une étude qui par ailleurs recherche des arrangements favorisant la prédation du charançon du bananier.



Exemple de trois arrangements spatiaux (uniforme, aléatoire ou en rang) des plantes cultivées sur une parcelle. Cet exemple est issu de Evers et Bastiaans (2016), une étude qui recherche les effets de l'arrangement spatial sur la suppression des adventices.



Exemple de six arrangements spatiaux (aléatoire, en rang, ou encadré) d'un mélange variétal à 4 variétés. Cet exemple est issu de Sapoukhina *et al.* (2009) qui testent l'effet des arrangements sur l'épidémiologie des champignons phytopathogènes.



La **densité de semis** a des effets attendus variables selon les types de bioagresseurs. Son influence est plutôt positive sur les agents pathogènes, et généralement négative sur les adventices, du fait d'une compétition accrue avec les plantes cultivées. Son mode de représentation varie selon les modèles. Le modèle de Hamback *et al.*

utilise simplement deux jeux de paramètres différents pour représenter deux scénarios d'*additive vs. replacement design* dans un mélange bi-spécifique, et leur impact sur les mouvements des insectes. Le modèle de Gonzalez-Andujar et Fernandez-Quintanilla adopte une représentation plus réaliste en introduisant un paramètre pour quantifier la diminution de la fécondité des adventices due à l'augmentation de la densité de semis. Enfin les modèles les plus réalistes sont ceux ayant adopté des approches écophysiologiques (FLORSYS, ALOMYSYS, INTERCOM). Ils prennent explicitement en compte l'impact de la densité de semis (dont espacement des rangs pour FLORSYS) sur les processus de la compétition (diminution des ressources en lumière, en eau, et en minéraux) entre plantes cultivées et adventices ou entre plantes cultivées en association.

4.4.2.2. Composition de la parcelle

A l'instar de la composition du paysage, la composition de la parcelle est la résultante de la **qualité en tant qu'habitat** de la **proportion** et de la **succession des compositions** parcellaires entre saisons culturales. De façon plus ponctuelle, le **degré d'agrégation des plantes** peut également être représenté à cette échelle. Ainsi Foragescape utilise un paramètre d'agrégation de la végétation favorable aux ennemis naturels du charançon du bananier.

Pour les **associations interspécifiques** visant la suppression des adventices, deux approches différentes sont utilisées dans le corpus. La première (modèles de Davis *et al.* ou Van Mourik *et al.*) est celle des modèles centrés autour du cycle de vie de l'adventice. Elle consiste en une paramétrisation différente du même modèle de cycle de vie pour chacune des compositions étudiées (e.g. une pour millet/pois et l'autre pour millet/sésame dans le modèle de Van Mourik *et al.*). Cette approche, généralement simple, permet d'étudier l'impact d'une diversification de la composition intra-parcellaire sur la régulation des populations d'adventices mais pas d'en expliciter les mécanismes sous-jacents (ex. compétition, allélopathie...). La seconde (FLORSYS, INTERCOM) est celle des modèles écophysiologiques d'interactions entre plantes. Elle consiste en une représentation explicite des interactions entre les différentes espèces en présence (e. g. processus de compétition, de complémentarité de niche ou encore d'adaptation morphologique des plantes associées et des adventices). Cette approche, généralement plus complexe, permet de simuler et d'expliquer de façon plus ou moins complète l'impact d'une diversification de la composition intra-parcellaire sur la régulation des populations d'adventices. Pour les **plante-pièges**, utilisés pour attirer les bioagresseurs insectes hors de la parcelle (stratégie *push*) (modèles de Holden *et al.* ou de Hannunen), ou les ennemis naturels au sein de la parcelle (stratégie *pull*) (modèle de Kaplan et Lewis), la qualité de l'habitat peut être représentée par l'attractivité ou la capacité de rétention des plantes-pièges. Enfin dans plusieurs modèles sur les agents pathogènes (modèles de Sapoukhina *et al.* (1) et (2)), l'intérêt se porte sur la composition des mélanges variétaux dans les parcelles, et en particulier sur leurs caractères de résistances aux bioagresseurs. La qualité de l'habitat émerge alors de la représentation des interactions génétiques (voir section 4.7.1) entre génotypes des agents pathogènes et génotypes des plantes cultivées.

La représentation de la **proportion des différents habitats** est similaire aux échelles paysage et parcelle, et donnée par exemple sous la forme d'un ratio hôte/non hôte pour les associations interspécifiques, ou susceptible/résistant (ratio *S:R* ou *cropping ratio*) pour les mélanges variétaux (e.g. modèles de Lo lacono *et al.* (1) et de Sapoukhina *et al.* (1), (2) et (3)), ou des fréquences relatives des types variétaux en présence (modèle de Hamback *et al.*, Foragescape).

Certains modèles représentent également les **rotations**, c'est-à-dire la **succession des compositions** parcellaires entre saisons culturales. Certains modèles sont conçus pour **représenter explicitement et spécifiquement une ou quelques rotations**, en modulant simplement la valeur des paramètres du cycle de vie des bioagresseurs en fonction de la rotation. Ainsi le modèle de Van Mourik *et al.* représente l'introduction de jachères ou de plante-pièges dans les rotations pour vider la banque de graines de *Striga hermontica* en utilisant les équations de germination et d'attache de l'adventice parasite paramétrées pour les plantes-pièges. Le modèle de Smith *et al.* représente l'introduction d'une culture de couverture (trèfle) à forte ou faible densité et son impact sur la germination, la survie des pousses et la taille des adventices, et le modèle de Gonzalez-Andujar et Fernandez-Quintanilla introduit un paramètre permettant de représenter l'impact d'une année de jachère avec labour sur le taux de survie des pousses. Sans moduler directement le cycle de vie de la chrysome, le modèle de Garcia *et al.* représente une rotation maïs/soja en considérant une monoculture de maïs et un maïs en rotation comme deux habitats différents. Deux modèles (ceux de Jordan *et al.* et Davis *et al.*) sont des modèles matriciels périodiques et **représentent explicitement et de façon générique les rotations**. Ils reposent tous deux sur la définition de matrices de transition entre chaque culture de la rotation pour représenter l'impact d'une

succession de cultures donnée sur l'ensemble des paramètres du cycle de vie de l'adventice. Le modèle de Bargues-Ribera et Gokhale utilise également une représentation générique de la rotation consistant en un suivi de la qualité du sol en fonction de la culture (entre culture de couverture et culture de rente) sur des rotations de 10 ans. L'ensemble des $2^{10}=1024$ rotations possibles est simulé afin d'identifier celle qui conduit au meilleur rendement. Deux modèles écophysiologiques enfin (FLORSYS, ALOMYSYS) sont simplement utilisés pour **simuler différentes rotations** (avec un ensemble d'opérations listées en entrée du modèle). Les résultats de ces simulations sont ensuite comparés afin d'évaluer les performances relatives de chaque rotation en termes de suppression des adventices, de rendement, voire de performance économique.

Une **date de semis précoce** peut induire une **diminution de la compétitivité des adventices** vis-à-vis des plantes cultivées ; ainsi les modèles écophysiologiques de compétition inter-plantes (INTERCOM, FLORSYS) sont utilisés pour **représenter explicitement l'impact d'un semis précoce** sur la dynamique des populations d'adventices. Dans ces deux modèles, les paramètres de compétition entre plantes sont réévalués pour chaque date de semis (ou date relative d'émergence des adventices par rapport à la plante cultivée pour INTERCOM). Le modèle ALOMYSYS **représente** également l'impact d'un semis précoce *via* une diminution de la compétitivité des adventices, mais **implicitement**, par une diminution de la valeur du paramètre de survie des pousses. De plus, une **date de semis tardive associée** à un labour ou à un **contrôle** plus précoce entraîne la **suppression des pousses d'adventices** avant l'émergence des plantes cultivées. Cette stratégie est représentée par le modèle de Gonzalez-Andujar et Fernandez-Quintanilla, *via* l'ajout d'un paramètre quantifiant la diminution d'émergence de l'adventice. Des stratégies analogues visant à décaler les cycles de vie de la plante et des insectes bioagresseurs sont décrites par exemple dans le modèle de Xia *et al.*

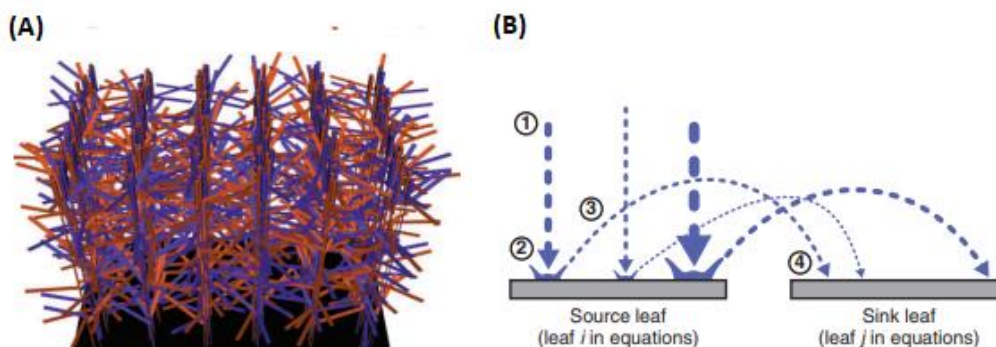
4.4.3. Echelle du couvert et de la plante et de son voisinage

4.4.3.1. Structure du couvert

Une description fine de la structure du couvert permet de représenter son impact sur la régulation naturelle. Des études s'attachent en particulier à comprendre comment les propriétés mécaniques de l'architecture du couvert (e.g. densité, hauteur, degré de couverture du sol nu, connectivité) modifient la dispersion des bioagresseurs par le vent (modèle de Tyson *et al.*), ou par la pluie (modèles de Gigot *et al.* ou de Vidal *et al.*) (Figure 4-20), le mouvement des ennemis naturels sur la canopée (modèle de Skirvin), l'interception de la lumière (FLORSYS, INTERCOM) ou encore le retour des graines au sol (modèle de Davis *et al.*) pour les adventices.

Figure 4-20. Figures issues du modèle de Gigot *et al.* représentant la dispersion de pathogène par splash au sein d'un couvert végétal constitué de deux variétés. Source : Gigot *et al.* (2014)

(A) Représentation en trois dimensions du couvert végétal, (B) représentation schématique du parcours des gouttes et des gouttelettes de pluies entre une feuille source d'inoculum et une feuille cible, implémentés pour un épisode pluvieux sur l'ensemble du couvert.



Le couvert peut être représenté de façon très simple. Ainsi le modèle de Davis *et al.* module la valeur des paramètres du modèle (retour des graines au sol) en fonction de la présence ou de l'absence d'un couvert de trèfle sous le blé. Celui de Tyson *et al.* représente les différents couverts et leur impact sur la dispersion des

carpocapses par différentes valeurs de coefficient de diffusion. Le couvert peut également être représenté plus précisément comme un ensemble de strates successives absorbant la lumière (Monteith, 1965), pour décrire la compétition pour la ressource en lumière entre plantes cultivées en association ou entre plantes cultivées et adventices. Enfin, les représentations les plus réalistes de la structure du couvert utilisent une représentation de la **structure de la plante** cultivée, intégrée à l'échelle du couvert. Par exemple, le modèle FLORSYS représente la plante sous la forme d'un cylindre, auquel sont associées plusieurs paramètres représentant des caractéristiques morphologiques (e.g. SLA). Certains modèles (Gigot *et al.*, Vidal *et al.* et Skirvin) représentent explicitement l'**architecture de la plante**, c'est-à-dire les organes (e.g. feuilles) et leur agencement (e.g. angle d'insertion des feuilles) dans l'espace. Ce niveau de réalisme dans la représentation du couvert n'est nécessaire que pour l'étude de processus précis, comme la dispersion des agents pathogènes par les gouttes de pluie (modèles de Gigot *et al.* et de Vidal *et al.*) (Figure 4-20), ou pour l'étude de l'impact de la connectivité entre plantes sur les mouvements d'un ennemi naturel (modèle de Skirvin). L'architecture ou les propriétés morphologiques des plantes peuvent également être représentées pour étudier la plasticité phénotypique (morphologique) des plantes en association, ainsi que pour l'étude de la composition de la flore adventice en fonction de traits morphologiques (e.g. taille et poids des graines, épaisseur de l'enveloppe) (FLORSYS).

L'influence des paramètres météorologiques (quasi-exclusivement de la température) est souvent prise en compte par les modèles du corpus en particulier *via* son impact sur le cycle de vie des bioagresseurs ou l'écophysiole de la plante cultivée. A l'inverse, l'impact du couvert et de sa structure sur le microclimat, c'est-à-dire sur les conditions météorologiques et leur variation à l'échelle de la plante et de son voisinage, est très peu représenté par les modèles du corpus. Un seul modèle (celui de Railsback et Johnson) en propose une représentation simple dans le cadre d'une plantation de café, en définissant deux jeux de paramètres du modèle selon que le plant de café est ombragé ou non. Aucun modèle du corpus ne décrit explicitement les effets de la structure du couvert sur le développement des agents pathogènes *via* une modification du microclimat (durée d'humectation, humidité, température). Il existe cependant de nombreuses approches pour décrire les effets de la structure du couvert sur la température, et l'humidité et la vitesse du vent, en fonction en particulier du profil vertical de densité de surface foliaire. Le microclimat du sol est quant à lui représenté dans les modèles ALOMYSYS et FLORSYS et défini par la température moyenne, l'humidité et le potentiel hydrique de chacune des 30 couches de sol (de 0 à 30 cm d'épaisseur).

4.4.3.2. Structure du sol

La **structure du sol** et ses propriétés physico-chimiques sont représentées principalement à l'échelle de la parcelle, afin de mieux comprendre leurs impacts sur le cycle de vie des graines d'adventices ainsi que sur les agents pathogènes telluriques. Au sein du corpus en revanche, aucun modèle ne traite des impacts de la structure du sol sur les insectes telluriques. La représentation de la structure du sol permet également de mieux appréhender l'impact du travail du sol (Roger-Estrade *et al.*, 2001 ; ALOMYSYS)

Quatre modèles fournissent une représentation de la structure du sol, dont trois portant sur les adventices (FLORSYS, ALOMYSYS, modèle de Jordan *et al.*) et un portant sur les pathogènes telluriques (modèle de Bagues-Ribera et Gokhale). Le modèle de Jordan *et al.* est un modèle *depth-structured*, c'est-à-dire qu'il différencie les graines en fonction de la couche de sol à laquelle elles appartiennent. Ainsi le modèle différencie trois couches de sol de 10 cm d'épaisseur, entre lesquelles les graines peuvent se déplacer verticalement au moment du labour. Hormis la profondeur, le modèle de Jordan ne fait pas de distinction entre couches de sol (en particulier sur la porosité ou le degré de compaction). Les modèles FLORSYS et ALOMYSYS sont également *depth-structured* mais différencient quant à eux 30 couches de sol d'1 cm d'épaisseur pour l'étude du mouvement des graines. De plus, ces deux modèles représentent explicitement la structure du sol en mobilisant le sous-modèle de structure du sol DECIBLE (Chatelin *et al.*, 2005), qui divise le sol en 3 couches de 10 cm d'épaisseur et actualise tous les jours la structure de chaque couche parmi 13 classes de structures (4 modalités pour la distribution de la taille des mottes 3 modalités pour la porosité des mottes et une 13ème classe « terre fine » correspondant à un degré extrême de fragmentation). Dans FLORSYS et ALOMYSYS la structure du sol influence ensuite le mouvement des graines au moment du labour et la mortalité des graines avant émergence. Enfin, le modèle de Bagues-Ribera et Gokhale portant sur un agent pathogène tellurique théorique représente la qualité du sol (vis-à-vis des rendements atteignables) comme une variable continue, suivant une courbe logistique décroissante les années où la parcelle est plantée avec la culture de rente, et une courbe logistique croissante les années où la parcelle est plantée avec la culture de couverture.

4.5. Traits biologiques et écologiques de la plante cultivée

L'écophysiologie de la plante cultivée, c'est-à-dire le fonctionnement de la plante en interaction avec son environnement (biotique et abiotique), est représentée par 15 modèles. Sa représentation peut être centrale et très complexe, dans le cas des modèles écophysiologiques¹³ qui utilisent le fonctionnement de la plante comme substrat pour la modélisation d'autres processus, mais est plus généralement simplifiée en une représentation de son développement phénologique ou de sa croissance.

Parmi les processus que les modèles écophysiologiques (FLORSYS, ALOMYSYS, INTERCOM et le modèle de Evers et Bastiaans) relient au fonctionnement de la plante, on retrouve d'abord des processus représentant l'environnement abiotique comme l'évolution du climat et du microclimat (par exemple un sous-modèle pour le microclimat du sol chez ALOMYSYS), ou de la disponibilité des ressources. On retrouve également des processus concernant la plante elle-même, comme son développement architectural relié au fonctionnement de la plante par les modèles de type structure-fonction (ou *FSPM*) comme FLORSYS. On retrouve enfin des processus représentant les interactions entre la plante et son environnement biotique, comme la compétition inter-plantes (INTERCOM), ou les altérations du fonctionnement de la plante engendrées par les attaques de bioagresseurs (WHEATPEST) (voir partie suivante). On peut retrouver encore des processus représentant les pratiques de gestion, comme le labour (Roger-Estrade *et al.*, 2001) représenté dans le modèle ALOMYSYS.

Dans la plupart des modèles du corpus cependant, la plante n'est pas l'élément central et est représentée en tant qu'organisme hôte, c'est à dire en tant qu'habitat pour les bioagresseurs de quantité et/ou de qualité variable. Les représentations de la plante sont alors simplifiées, ce qui permet par exemple de limiter la complexité du modèle au strict nécessaire (voir 4.1.3).

Dans ce contexte, les modèles peuvent suivre la **croissance de l'hôte**, par exemple par une équation fonctionnelle représentant l'augmentation de sa capacité de charge en insectes en fonction de son âge en jours (modèle de Potgieter *et al.*), ou en degré-jours (modèle de Xia *et al.*). Cette croissance de l'hôte peut également inclure une capacité limite représentée le plus souvent par une équation logistique (modèles de Rimbaud *et al.* (2), de Sapoukhina *et al.* (1) et (3), et de Banks *et al.*) suivant la surface de tissus sains (modèle de Sapoukhina *et al.* (3)) ou la maturité des hôtes (modèle de Banks *et al.*), en incluant éventuellement un terme décrivant la consommation de tissu par les bioagresseurs (insectes comme le puceron, chez Banks *et al.*) ou agents pathogènes (chez Sapoukhina *et al.* (3)). Dans ce contexte également les modèles peuvent représenter le **développement phénologique** de la plante, en se plaçant à un stade phénologique précis par exemple la floraison dans le modèle de Vidal *et al.* en suivant simplement son âge calendaire en tant que proxy de son stade phénologique (modèle de Potgieter *et al.*), ou de façon plus complexe en définissant explicitement le cycle de vie de la plante (COSMOS, MosaicPest). Pour le modèle COSMOS par exemple sont définis les trois stades rejeton, pré-floraison et post-floraison, et les transitions entre stades en fonction d'un cumul des degré-jours. A ces différents stades, les modèles peuvent associer différents degrés de susceptibilité de la plante (PestOnFarm), puis en représentant conjointement le développement phénologique et le cycle de vie du bioagresseur identifier d'éventuelles synchronicités ou asynchronicités (modèle de Xia *et al.*, MosaicPest). Le développement phénologique des plantes peut également être représenté lorsqu'il sous-tend un mode de diversification, comme par exemple un mélange de variétés de cerisiers différentes par leur date de floraison (PestOnFarm). Il peut s'agir également, comme dans le cas des modèles COSMOS et de Potgieter *et al.* d'évaluer les effets d'un **mode de diversification** fondé sur le mélange intra-parcellaire de plants de banane (COSMOS) ou de canne à sucre (modèle de Potgieter *et al.*) à des stades phénologiques différents. Ce mode de diversification spécifique aux systèmes tropicaux est par ailleurs très rare dans la littérature expérimentale, et son efficacité reste théorique pour la régulation naturelle du foreur africain de la canne à sucre *Eldana Saccharina* (modèle de Potgieter *et al.*), et inférieure à celles des autres modes de diversification pour le charançon du bananier *Cosmopolites sordidus* (COSMOS).

Ainsi, quelle que soit la caractéristique synthétique qui représente l'écophysiologie des plantes cultivées dans l'agroécosystème, celle-ci est un paramètre fondamental des dynamiques biologiques et écologiques des bioagresseurs et de leurs ennemis naturels étudiés dans ce corpus.

¹³ Voir définition en section 4.3

4.6. Traits biologiques et écologiques des bioagresseurs et de leurs ennemis naturels

Tous les modèles du corpus représentent au moins une **dynamique**, c'est-à-dire la vie d'au moins un organisme ou d'au moins une population et son évolution dans le temps, et les **traits de vie et de développement** et les **traits démographiques** qui la sous-tendent (Tableau 4-5). Parmi les modèles analysés, 43 représentent plus spécifiquement une **dynamique spatio-temporelle**, c'est-à-dire représentent explicitement la dépendance de la dynamique aux mouvements des individus ou des populations dans l'espace, et les **traits de dispersion** et de **perception** qui la sous-tendent. Les traits présentés dans cette partie ont une acception commune dans toute l'ESCO, présentée dans la typologie des traits du Chapitre 3 (section 3.1.2).

Tableau 4-5. Représentations des traits biologiques et écologiques des bioagresseurs et de leurs ennemis naturels par les modèles

Briques élémentaires	Traits écologiques et biologiques des bioagresseurs (BIOAG) et de leurs ennemis naturels (EN)												
	Traits de développement		Traits de dispersion		Traits de spécialisation		Traits génotypiques						
	BIOAG	EN	BIOAG	EN	BIOAG	EN	BIOAG	EN	BIOAG	EN	BIOAG	EN	
Nombre de modèles représentant chaque (ensemble de) brique(s)	58	44	43	9	51	40	14	2	2	0	9	9	0

4.6.1. Traits de vie et de développement associés à la dynamique démographique

Le **cycle de vie** d'un organisme est une distinction en plusieurs étapes clefs de sa vie, de sa formation à sa mort. Il peut être utilisé pour représenter tous les types de bioagresseurs. Il est représenté tout d'abord afin de **distinguer les différents stades de développement** du bioagresseur (par exemple graines, pousses et plantes matures chez les adventices, œufs, larves et adultes chez les insectes, ou encore spores et mycélium pour les champignons). Ensuite, la représentation du cycle de vie repose sur la représentation des **transitions entre chacun de ces stades**. Chez les adventices, il peut représenter par exemple la germination, la survie des pousses, la survie des plantes matures, la production et la dispersion des graines. Chez les insectes, il peut représenter par exemple la survie des œufs, la survie des larves, la survie et la dispersion des adultes et la ponte. Chez les pathogènes, il est très souvent assimilé au cycle de vie d'une population sur une plante par des modèles compartimentaux de type SEIR (*Susceptible, Exposed, Infected, Removed*) représentant par exemple l'infection d'une plante sensible, la période de latence (développement de la maladie), la période infectieuse (production et transmission de nouveaux agents pathogènes) et la mort ou la guérison.

Historiquement, la mathématisation des cycles de vie a ainsi mené à différents modèles (Tableau 4-6) de complexité croissante dans leurs prises en compte des étapes et transitions du cycle de vie, jusqu'à parfois considérer la structure en âge comme une dimension à part entière, comme dans le modèle original de Kermack et McKendrick (1927 ; voir aussi Murray, 2002) pour d'autres exemples de modèles faisant intervenir des populations structurées par une variable d'âge continue).

Tableau 4-6. Quatre modèles de dynamique des populations historiquement très importants, et dont certaines versions sont encore utilisées à l’heure actuelle, présentés ici dans le cas de leur toute première utilisation. Sources : Bacaër, 2009 ; Roques et Soubeyrand, 2023.

Equation Logistique – Verhulst (1838)	Modèle Lotka-Volterra (1925 - 1931)
$P'(t) = rP\left(1 - \frac{P}{K}\right)$ <p>Avec : t, le temps, $P(t)$, la taille de la population, r, le taux de croissance intrinsèque de la population, et K, la capacité de charge du milieu.</p>	$x'(t) = ax - bxy$ $y'(t) = -cy + dxy$ <p>Avec : t, le temps, $x(t)$, la masse totale des plantes $y(t)$, la masse totale des herbivores, $a > 0$, le taux de croissance des plantes en l’absence d’herbivores $b > 0$, le transfert de masse des plantes vers les animaux (perte de masse des plantes), $c > 0$, le taux de décroissance des herbivores en l’absence de plantes $d > 0$, Transfert de masse des plantes vers les animaux (prise de masse des animaux $d < b$)</p>
Modèle SIR – Kermack et McKendrik (1927)	Matrice de Leslie (1945)
$\begin{cases} S'(t) = -\frac{\alpha}{N}S(t)I(t), \\ I'(t) = \frac{\alpha}{N}S(t)I(t) - \beta I(t), \\ R'(t) = \beta I(t). \end{cases} \quad (1)$ $\begin{cases} S'(t) = -\frac{S(t)}{N} \int_0^{\infty} \alpha(a)I(t,a)da, \\ \frac{\partial}{\partial t} I(t,a) + \frac{\partial}{\partial a} I(t,a) = -\beta(a)I(t,a), \\ I(t,0) = \frac{S(t)}{N} \int_0^{\infty} \alpha(a)I(t,a)da, \\ R'(t) = \int_0^{\infty} \beta(a)I(t,a)da. \end{cases} \quad (2)$ <p>Avec : t, le temps, $S(t)$, la taille de la population sensible, $I(t)$ la taille de la population infectieuse (modèle (1)), $R(t)$, la taille de la population morte ou guérie (et immunisée), α un paramètre modulant le taux d’infection des individus sains, β un paramètre correspondant à l’inverse de la durée du stade infectieux, $N = S + I + R$ la taille totale de la population (constante). Le modèle (1) correspond à une version simplifiée du modèle original de Kermack et McKendrik (2), dans lequel $I(t, a)$ représente la taille de la population infectieuse d’âge a (durée depuis l’infection).</p>	$P_{n+1} = MP_n$ $M = \begin{pmatrix} f_0 & f_1 & \dots & \dots & f_K \\ s_0 & 0 & \dots & \dots & 0 \\ \vdots & \ddots & \ddots & \ddots & \vdots \\ 0 & 0 & \dots & s_{K-1} & 0 \end{pmatrix}$ <p>Pour une population divisée en $K + 1$ classes d’âge, Avec : $P_{n,k}$ le nombre de femelles d’âge k à l’instant n, s_k, la probabilité qu’un animal d’âge k survive au moins jusqu’à l’âge $k + 1$, f_k le nombre de femelles auxquelles chaque femelle d’âge k donne naissance entre les instants n et $n + 1$</p>

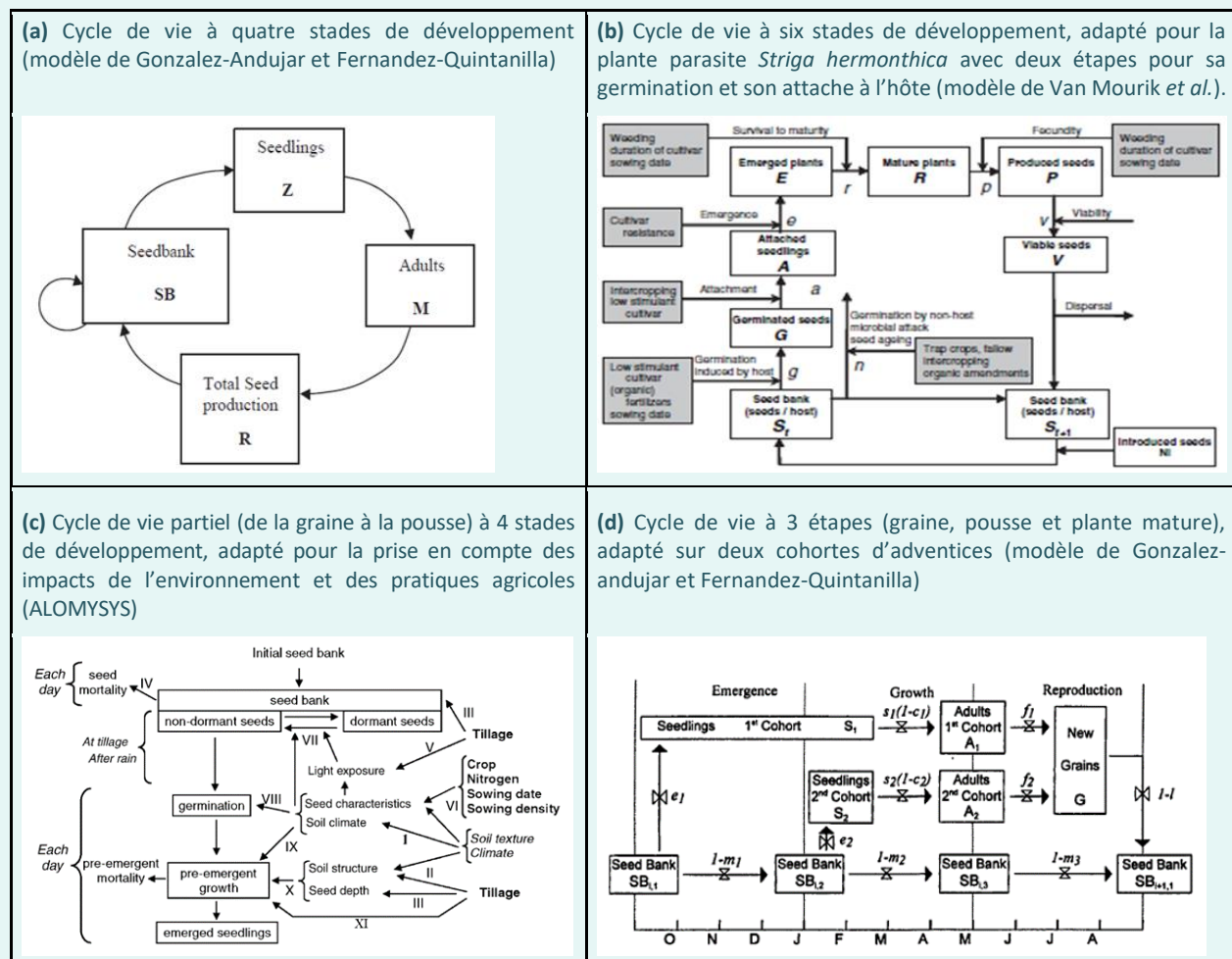
De manière générale, pour les modèles analysés, la représentation du cycle de vie détaillé introduit plus de complexité mais permet de gagner en réalisme et en précision. Par exemple, l’Encadré 4-4 détaille les différentes représentations du cycle de vie dans le cas particulier des adventices. La représentation du cycle de vie consistant en une représentation plus fine d’une catégorie ou d’un taxon de bioagresseur, elle entraîne en revanche très souvent une perte de généralité du modèle. En différenciant les stades de développement de l’individu (y compris sa forme de résistance), la représentation du cycle de vie assure une meilleure prise en compte de la variabilité temporelle de la qualité de l’habitat en permettant par exemple l’identification d’adéquation ou d’inadéquation entre le stade de développement du bioagresseur et ceux de ses ennemis naturels ou de la plante cultivée. Elle assure enfin la prise en compte de modifications ponctuelles de l’habitat ayant un impact différencié les individus en fonction de leur stade de développement (e.g. travail du sol ou récolte).

Encadré 4-4. Représentation du cycle de vie - Exemple sur les adventices

Quel que soit leur degré de spécificité, la représentation des adventices dans les différents modèles du corpus repose sur la représentation du cycle de vie. Les grands stades de développement représentés par les modèles sont : le stade graine, le stade pousse (*seedling*) et le stade plante mature (voir par exemple Tableau 1-A). Au sein de la **banque de graines**, les modèles représentent la survie des graines, voire la dormance/levée de dormance (ALOMYSYS, FLORSYS). Les modèles représentent ensuite la **germination** des graines en fonction des caractéristiques des graines, de leur environnement (abiotique) ou encore de la profondeur à laquelle elles sont enfouies (e.g. modèle de Jordan *et al.* ; ALOMYSYS). Au **stade de pousse**, les modèles représentent l'émergence et la survie des pousses, en particulier en fonction de l'environnement, des pratiques de contrôle (e.g. Gonzalez Andujar et Fernandez-Quintanilla), et de la densité de pousses (densité-dépendance) (Blumenthal et Nicholais ; Gonzalez-Dias *et al.* ; Smith *et al.* ; Ricci *et al.*). Au **stade de plantes matures**, les modèles représentent la survie des plantes, en fonction éventuellement des pratiques de contrôle, puis la fécondité des plantes, c'est-à-dire la **production de graine** par plante en fonction par exemple de la densité de plante ou de la biomasse des plantes. Enfin, le stade de graine atteint, les modèles représentent en particulier la **pluie de graines**, c'est-à-dire le retour des graines au sol (dans la banque de graines) en fonction par exemple de la prédation (Davis *et al.*), des pertes à la récolte (Gonzalez-Andujar et Fernandez-Quintanilla) ou de la présence d'un couvert formant une barrière physique entre la graine et le sol (Smith *et al.*), ainsi que la **dispersion des graines** (Gonzalez-Dias *et al.* ; Ricci *et al.*).

Selon l'organisme représenté, l'objectif et le degré de précision du modèle, le cycle de vie peut être grandement adapté. Par exemple, le modèle de Gonzalez-Andujar et Fernandez-Quintanilla subdivise la population de l'adventice *Avena Sterilis* en plusieurs cohortes en fonction de leur date de germination (modèle *age-structured*) (Tableau 1-D). Pour les modèles visant particulièrement l'évolution de la banque de graine, en particulier en cas de travail du sol, il peut être intéressant de diviser les populations au stade de graine en fonction de la profondeur à laquelle elles sont enfouies (modèle *depth-structured*) (ALOMYSYS, Jordan *et al.*) (Tableau 1-C). Une autre adaptation, dans le modèle de Van Mourik *et al.* pour les adventices parasites consiste en l'ajout d'une étape d'attache de l'adventice à son hôte (Tableau 1-B).

Tableau 1. Quelques exemples de cycles de vie pour les adventices



Dans de nombreux cas, les modèles du corpus couplent différents organismes, par exemple ravageurs, auxiliaires et peuplements végétaux (par ex. modèles de Jonsson *et al.* et de Banks *et al.*). La représentation des (éco)systèmes et surtout des chaînes trophiques nécessite alors une **combinaison des cycles de vie**. La combinaison des cycles de vie peut reposer sur une représentation des interactions entre les organismes des différents niveaux trophiques. Typiquement il peut s'agir de combiner les cycles de vie d'une proie et d'un prédateur par une représentation de la prédation (modèles proie-prédateur, par ex. le modèle Lotka-Volterra) (modèle de Banks *et al.*). Les représentations de ces interactions biotiques sont détaillées dans la section 4.7. De façon plus générale, il s'agit de lier des cycles de vie dont les régimes temporels peuvent être très différents. Cela donne lieu à des compromis pour respecter la nécessaire parcimonie des modèles (cf. section 4.1), typiquement en approximant le comportement des organismes les plus « rapides » par leurs comportements à l'équilibre (Vanselow *et al.*, 2019) ou inversement en considérant les organismes les plus « lents » comme constant sur l'horizon temporel étudié (Mentuda, 2022). Ces questions de différentiels chronologiques sont encore accentuées quant à l'échelle phénotypique est associé l'**échelle génotypique** (voir 4.5.3). En effet, dès lors que les générations s'enchaînent, il devient nécessaire de prendre en compte les phénomènes de mutation et de sélection dans ces combinaisons de cycle de vie. Parmi les approches présentes dans le corpus, on retrouve notamment la dynamique adaptative, permettant de comprendre les conséquences à long terme de petites mutations (Hamelin *et al.*, 2011), et les modèles démogénétiques souvent plus complexes explorant la contribution des résistances multiples et quantitatives à la durabilité (Rimbaud *et al.*, 2021).

On voit ainsi que la combinaison des cycles de vie est une composante conceptuelle importante des modèles étudiés. Cependant, à part pour une minorité des modèles du corpus où l'agroécosystème est considéré comme spatialement homogène pour tout ou partie de ses compartiments (par ex. modèles de Fabre *et al.* et de Djidjou-Demasse *et al.*), les dynamiques modélisées varient en fonction de la composition et de l'organisation des cultures, donc explicitement ou implicitement **en fonction de dimensions spatiales**.

4.6.2. Traits de perception et de dispersion associés à la dynamique spatio-temporelle

Parmi les modèles étudiés, la majorité des modèles sur les adventices (6 modèles), 5 modèles sur les agents pathogènes (en particulier les deux modèles à compartiments sur les virus : Fabre *et al.* et Djidjou-Demasse *et al.*) et seulement 2 modèles sur les insectes (ceux de Hamback *et al.* et de Xia *et al.*) sont **non-spatiaux** ou **spatialement implicites**, c'est-à-dire qu'ils ne traitent pas explicitement de la dépendance des dynamiques des populations à la spatialité (voir section 4.3.2).

A l'exception des adventices en effet, pour lesquelles des approches écophysiologiques non spatiales ont été privilégiées, les modèles sont majoritairement spatialement explicites. Pour les insectes, le modèle de Hamback *et al.* traite de l'échelle du voisinage de plantes, à laquelle une spatialisation explicite des populations n'est pas nécessaire et le modèle de Xia *et al.* est focalisé sur les synergies (temporelles) entre les pucerons et leurs ennemis naturels. Pour les agents pathogènes, les modèles de Lo Iacono *et al.* (1) et (2) et de Bargues-Ribera et Gokhale étudient les dynamiques évolutives indépendamment de la dynamique spatiale des populations (influence du climat principalement) ou la dynamique de maladies telluriques. Les deux seuls modèles du corpus portant sur les maladies vectées (Fabre *et al.* et Djidjou-Demasse *et al.*) représentent la dispersion du vecteur (insecte) de façon **spatialement implicite**. Par exemple, dans le modèle de Fabre *et al.* les contacts entre plantes, par l'intermédiaire du vecteur insecte, sont aléatoires et ne dépendent que des compartiments d'origine des deux plantes (même parcelle, parcelle différente, ou réservoir sauvage). De façon analogue, lorsque plusieurs processus de dispersion sont couplés au sein d'un même modèle **spatialement explicite**, comme la dispersion des ennemis naturels et la dispersion longue-distance des pucerons dans le modèle de Le Gal *et al.*, ou des dispersions courte-distance et longue-distance des agents pathogènes dans celui de Sapoukhina *et al.* (2), il est possible de représenter l'un d'entre eux de façon spatialement implicite. Par exemple, le modèle de Le Gal *et al.* simule la dispersion longue-distance de pucerons à l'échelle du paysage avec un automate cellulaire pour lequel toutes les parcelles vierges ont la même probabilité d'être infestées à chaque pas de temps. De façon analogue pour la dispersion longue-distance des agents pathogènes dans un champ, celui de Sapoukhina *et al.* (2) utilise une loi uniforme pour déterminer les coordonnées des cellules du champ qui seront infectées à chaque pas de temps. En effet, lorsque deux processus de dispersion ont cours sur des échelles spatio-temporelles trop distinctes, comme il se peut pour les dispersions d'un ennemi naturel et de ses proies (modèle de Le Gal *et al.*), d'un virus et de son vecteur (modèles de Fabre *et al.* et de Djidjou-Demasse *et al.*), ou encore d'un agent pathogène selon différents modes de dispersion (modèle de Sapoukhina *et al.* (2)), il devient souvent trop coûteux de les représenter explicitement dans le même modèle.

La majorité des modèles sur les agents pathogènes (19 sur les 25 soit 76%) et la grande majorité des modèles sur les insectes (19 sur les 22 soit 86%) et les ennemis naturels (13 sur les 14 soit 93%) sont **spatialement explicites** et décrivent les **traits de dispersion** qui sous-tendent la **dynamique spatio-temporelle** d'un individu, d'une population ou d'une métapopulation.

Parmi les traits sous-tendant la représentation de la dynamique spatio-temporelle d'un organisme (bioagresseur ou ennemi naturel) le plus important est certainement son **mode de dispersion**, qui peut être passif lorsque l'organisme est transporté (comme les spores transportées par la pluie, ou les virus vectés par des insectes par exemple), ou actif lorsque l'organisme marche ou vole (voir modèle de Railsback et Johnson pour les insectes et oiseaux). Il est courant qu'un organisme ait plusieurs modes de dispersion à sa disposition, en particulier deux modes différents pour les dispersions courte- et longue-distance, comme certaines araignées par exemple (*Aranae Linyphiidae* - modèles de Halley *et al.* et de Thorbek et Topping) en capacité de disperser en marchant (courte-distance) et avec le vent par *ballooning* (longue-distance). En fonction du ou des modes de dispersion, les modèles peuvent ensuite représenter la **capacité de dispersion**, correspondant à la distance que peut parcourir l'organisme ou à sa vitesse de dispersion, ainsi que la **stratégie de dispersion**, lorsque l'organisme exerce un contrôle sur la dispersion, sa direction ou le mode utilisé par exemple.

Pour les organismes à **dispersion passive**, il est possible de **représenter le vecteur** de la dispersion comme le vent, la pluie, ou le passage de machines agricoles. Pour les adventices au sein du corpus par exemple, plusieurs modèles représentent le travail du sol, qui met les graines verticalement en mouvement (modèle de Jordan *et al.* ; ALOMYSYS, FLORSYS). A l'échelle du paysage, le modèle de Gonzalez Dias *et al.* représente le passage des machines agricoles, à l'origine de la migration d'une fraction des graines (paramètre du modèle) d'une parcelle à une autre. De façon plus complexe, des **modèles physiques** peuvent être utilisés pour représenter les vecteurs que sont le **vent** (modèle de Tyson *et al.*) et la **pluie**. Par exemple les modèles de Vidal *et al.* et de Gigot *et al.* simulent la propagation par les gouttelettes (« *splash-dispersal* ») d'agents pathogènes au sein du couvert végétal. Ils reposent sur une description très fine de la structure du couvert, et d'une simulation physique de la chute des gouttes d'eau, de leur interception par des feuilles infectées, de leur décomposition en gouttelettes transportant des spores et enfin du dépôt des gouttelettes et des spores sur des feuilles saines (modèle de Vidal *et al.*). Les deux modèles représentant des maladies vectées dans le corpus (ceux de Fabre *et al.* et de Djidjou-Demasse *et al.*) ne représentent pas explicitement le vecteur insecte, mais cette approche est possible et couramment utilisée pour représenter les dynamiques des arbovirus en épidémiologie humaine (Fitzgibbon *et al.*, 2017). Pour les organismes à **dispersion active**, et parce qu'ils peuvent influencer ou perturber fortement la dispersion, les vecteurs sont parfois représentés, comme le vent dans le modèle de Tyson *et al.* par exemple.

Pour les organismes à **dispersion active ou passive**, il est possible de représenter la dispersion comme un **mouvement aléatoire isotrope**, c'est-à-dire un mouvement équiprobable dans toutes les directions, modulé uniquement par les capacités de dispersion de l'organisme. Dans ce contexte, elle peut être représentée par **l'équation de la diffusion**¹⁴, comme par exemple dans le modèle de Potgieter *et al.* pour la dispersion du foreur africain de la canne à sucre, ou celui de Skellam (cit. in Doyle, 1991) pour la dispersion des adventices, ou celui de Sapoukhina *et al.* (1) pour les agents pathogènes. Lorsque la dispersion est simplement représentée par l'équation de la diffusion, les capacités de dispersion de l'organisme sont décrites *via* le coefficient de diffusion. Un **automate cellulaire**, comme celui développé dans le modèle de Attalah *et al.* peut également être utilisé en introduisant des relations de voisinage entre cellules, pour augmenter la probabilité qu'une cellule soit infestée si ses voisines le sont. Enfin, plusieurs modèles du corpus ont recours à un **noyau de dispersion** (ceux dxe Van Mourik *et al.* de Ricci *et al.*, de Blumenthal et Nichola, de Xu (2), de Xu et Ridout et de Lof et Van der Werf (1)), c'est-à-dire une densité de probabilité de dispersion de l'organisme en fonction de la distance au point de départ. Par exemple, le modèle de Xu (2) représente la dispersion de spores à l'aide d'une variante du noyau gaussien à longue traîne, et celui de Ricci *et al.* la dispersion des graines d'adventices à l'aide d'une distribution bivariée de Student. Dans ces représentations, les modes et capacités de dispersion de l'organisme sont représentées par le choix d'une distribution, comme décrit dans le corpus par le modèle de Lof et Van der Werf (1) qui utilise un noyau 2Dt à deux paramètres, dont le premier représente la distance qu'un agent pathogène peut parcourir par dispersion longue-distance, et le second en modulant la taille de la traîne représente la fréquence de la dispersion longue-distance. Le choix d'un noyau de dispersion pour des combinaisons variées de bioagresseurs, de modes et de capacités de dispersion est discuté en détail dans Nathan *et al.* (2015).

¹⁴ i.e. Modèles de réaction-diffusion, dont la définition est donnée en section 4.3.

Afin de représenter les **stratégies de dispersion** propres aux organismes à **dispersion active**, les modèles du corpus introduisent un ou plusieurs terme(s) représentant un ou des **mouvement(s) dirigé(s)**. Ces termes, d'une grande diversité, peuvent décrire tous les processus ayant une influence sur la direction de la dispersion, c'est-à-dire en particulier la **perception** de l'environnement, le **comportement** (ponte, approvisionnement, reproduction) des individus et leur **budget énergétique**. Dans la plupart des modèles, les comportements de dispersion sont liés au cycle de vie de l'individu et diffèrent dans le temps, en fonction que l'individu cherche à pondre, à se nourrir ou à hiverner par exemple (MosaicPest).

Le **comportement d'approvisionnement** dépend d'abord de la capacité à percevoir la ressource disponible, qui peut être soit la capacité à percevoir l'absence ou la présence de la ressource, soit la capacité à estimer la quantité de ressource disponible (modèle de Railsback et Johnson), puis de la stratégie entre exploitation et exploration, adoptée par l'individu. Lorsqu'elle est représentée, la perception de la ressource disponible est nécessairement circonscrite à une zone de taille variable centrée autour de la position de l'individu (i.e. un certain rayon autour de sa position, ou un certain nombre de cellules voisines autour de celle dans laquelle il se trouve). Au sein de cette zone, la capacité de l'individu à percevoir la ressource peut être parfaite (modèle de Railsback et Johnson), ou représentée par un noyau de perception, c'est-à-dire une densité de probabilité en fonction de la distance entre la ressource et l'individu (modèle de Bourhis *et al.*). Sans représenter explicitement la perception de l'habitat, Foragescape définit deux probabilités qu'un arthropode prédateur traverse une bande de végétation, d'un habitat favorable vers un habitat défavorable et inversement. La stratégie de nutrition de l'individu consiste ensuite à définir quand et vers où l'individu se disperse, et correspond à un compromis entre l'exploitation des ressources à disposition, et l'exploration pour trouver plus de ressources disponibles. Elle peut être définie explicitement en tant qu'entrée du modèle comme dans modèle de Railsback et Johnson qui définit quatre stratégies pour des oiseaux insectivores dans une plantation de bananier, une stratégie de dispersion aléatoire, une stratégie de type exploitation, pour laquelle l'oiseau ne disperse que lorsqu'il ne peut plus assurer ses besoins énergétiques dans la cellule dans laquelle il se trouve au pas de temps suivant, et deux stratégies plus exploratoires, pour lesquels l'oiseau disperse lorsqu'il perçoit une cellule contenant plus de ressources dans un rayon de 5 ou de 100 mètres autour de la cellule dans laquelle il se trouve. En gardant un formalisme entièrement aléatoire, Foragescape représente les stratégies d'exploitation et d'exploration en définissant deux jeux de paramètres (vitesse, et probabilité d'effectuer un virage) qui simulent des mouvements lents et sinueux lorsque l'individu est dans un habitat favorable (exploitation), et rapide et droit lorsqu'il se situe dans un habitat défavorable (exploration).

Le **comportement de ponte** peut être lié au cycle de vie de la plante cultivée, comme chez COSMOS, chez qui la probabilité de ponte dépend du stade phénologique du plant de banane. Le comportement de ponte peut également faire l'objet de stratégies individuelles, comme exemplifié pour la chrysomèle (modèles de Garcia *et al.* et de Onstad *et al.*) chez qui la femelle doit pondre sur du maïs pour que les larves puissent se nourrir de ses racines, mais peut également pondre dans d'autres cultures (e.g. soja) ou sur des ESN. Dans ces deux modèles, comportement de ponte et comportement de nutrition (e.g. insectes adultes polyphage, monophage soja ou monophage maïs dans le modèle de Onstad *et al.*), auxquelles Onstad *et al.* (2003a) prêtent une origine génétique, permettent de définir différentes stratégies de dispersion. Le modèle de Garcia *et al.* définit par exemple cinq stratégies de dispersion ; Aléatoire, ou vers un hôte préférentiel optimisant soit la survie de la chrysomèle adulte (stratégie « *optimal bad motherhood* » - la femelle se nourrit et pond sur le soja), soit la survie des larves (stratégie « *mother knows best* » - la femelle se nourrit et pond sur le Maïs), ou avec une alternance des hôtes. Ces stratégies sont ensuite comparées pour différents assolements ou différentes rotations (par ex. Maïs continu, en rotation avec du soja ou jachère dans le modèle de Garcia *et al.*). Le comportement de dispersion pour la ponte peut également être relié au comportement de dispersion pour la nutrition *via* la modélisation du budget énergétique de l'individu (Kooijman, 2010), c'est-à-dire d'un suivi ses apports et ses dépenses énergétiques en fonction de ses activités (mouvement, ponte, reproduction) comme réalisé dans le modèle de Bourhis *et al.* chez qui la dispersion des insectes vers les sites de ponte ou de nutrition dépend de l'énergie à leur disposition. Ce dernier vérifie de ce fait qu'une faible ressource énergétique dirige les individus vers les sites de nutrition, alors qu'une ressource énergétique plus importante les dirige vers les sites de ponte.

Une question à poser en amont de la représentation des dynamiques spatio-temporelles des bioagresseurs est celle de la **distribution initiale** de la population de bioagresseurs. En effet, des hétérogénéités spatiales comme la distribution en patch des adventices peuvent avoir une influence sur les résultats des modèles (Doyle, 1991). De même, la dispersion des agents pathogènes (épidémie) peut être très sensible à la distribution initiale des sources d'inoculum. Enfin, les stratégies optimales de déploiement de zones favorables à un ennemi naturel dépendent fortement de la distribution initiale du bioagresseur ou de son vecteur, comme dans le cas de la lutte contre la jaunisse de la betterave (Girardin *et al.*, 2022)

Une seconde question, qui concerne moins le système biologique que le modèle lui-même est celle des **conditions aux bords** du domaine défini dans le cadre de l'étude (voisinage de plante, parcelle ou paysage par exemple). En particulier, on peut choisir de laisser les organismes qui dispersent sortir du domaine (bords absorbants), ou non (bords réfléchissants ou toroïdaux par exemple) ce qui modifie les résultats du modèle. Une présentation plus détaillée des enjeux liés aux **conditions initiales et aux conditions aux bords** est disponible en Encadré 4-5.

Encadré 4-5. Conditions initiales et aux bords

Conditions aux bords

La plupart des modèles spatialement explicites, hormis ceux dont l'étude est complètement analytique, considèrent un domaine spatial fini (dit « borné »). La question des conditions aux bords du domaine est souvent épineuse car leur description nécessite une connaissance fine des comportements individuels près des bords. Pourtant, il est en général indispensable de définir de telles conditions aux bords pour que le modèle soit « bien posé » ou en d'autres termes pour donner un sens à la solution. En effet, suivant l'hypothèse faite au bord du domaine, un même modèle pourra prédire des comportements complètement différents (comme la persistance vs l'extinction, cf. Roques, 2013 dans le cas des modèles de réaction-diffusion). Les conditions aux bords les plus utilisées dans les modèles sont les conditions dites « absorbantes » et « réfléchissantes ». Avec des conditions absorbantes, les individus qui traversent la frontière meurent immédiatement (hypothèse qui peut être utilisée pour des végétaux par exemple, lorsque des graines arrivent en dehors de leur niche écologique). Avec des conditions réfléchissantes, le flux d'organisme à travers le bord est nul. Ainsi, cela peut signifier que le bord est une barrière imperméable, ou encore qu'il y a autant d'individus qui entrent dans le domaine d'étude que d'individus qui en sortent. Cette condition est souvent employée en l'absence de connaissance précise sur la densité de population au bord du domaine. L'effet du type de conditions aux bords choisi se fera principalement ressentir au voisinage du bord. On parle d'« effets bordures » pour qualifier ces effets, lorsque les conditions aux bords ont été choisies arbitrairement. Pour les limiter, une stratégie est souvent de se placer dans un domaine d'étude beaucoup plus grand que la zone d'intérêt. Une autre stratégie peut être d'utiliser une représentation toroïdale, qui correspond à des conditions au bord du domaine dites périodiques. Sans être équivalente à des conditions réfléchissantes, cette approche conduit souvent à des résultats proches, en particulier si l'on s'intéresse aux états stationnaires (Berestycki *et al.*, 2005). En revanche, cette approche permet également d'aborder de façon schématique le cas des environnements hétérogènes « infinis » (Shigesada et Kawasaki, 1997) et d'aboutir à des résultats théoriques sur l'effet de la fragmentation et de l'hétérogénéité sur la vitesse d'expansion de populations envahissantes.

Conditions initiales

Pour qu'un modèle dynamique soit bien posé, il faut également faire des hypothèses sur l'état du système à l'instant initial. Dans le cas des modèles non-spatiaux, il s'agit simplement de fixer la valeur des quantités modélisées. Pour les modèles spatialement explicites, il faut également décrire leur distribution spatiale. Généralement des hypothèses simplificatrices sont faites : populations localisées en un point ou une zone limitée de l'espace dans le cas d'introductions ponctuelles (Roques *et al.*, 2021), distribuées de façon homogène, correspondant à un équilibre antérieur du système. La condition initiale peut également être estimée.

4.7. Interactions biotiques

Les interactions biotiques sont représentées par 27 modèles, parmi lesquelles on distingue selon la typologie de l'ESCO les interactions biotiques **directes**, c'est-à-dire les interactions entre bioagresseurs et plantes cultivées, et les interactions biotiques **indirectes**, c'est-à-dire les interactions entre plantes cultivées, entre ennemis naturels, entre bioagresseurs, ou entre ennemis naturels et bioagresseurs (Tableau 4-7).

Tableau 4-7. Représentations des interactions biotiques par les modèles étudiés

Briques élémentaires	Interactions biotiques								
	Interactions directes			Interactions indirectes					
	PC x BIOAG	Interactions génétiques		EN x BIOAG	PC x EN	PC x PC	BIOAG x BIOAG ou EN x EN *		
Nombre de modèles représentant chaque (ensemble de) brique(s)	27	17	13	6	16	11	3	3	4

* seules les interactions interspécifiques sont comptabilisées ici

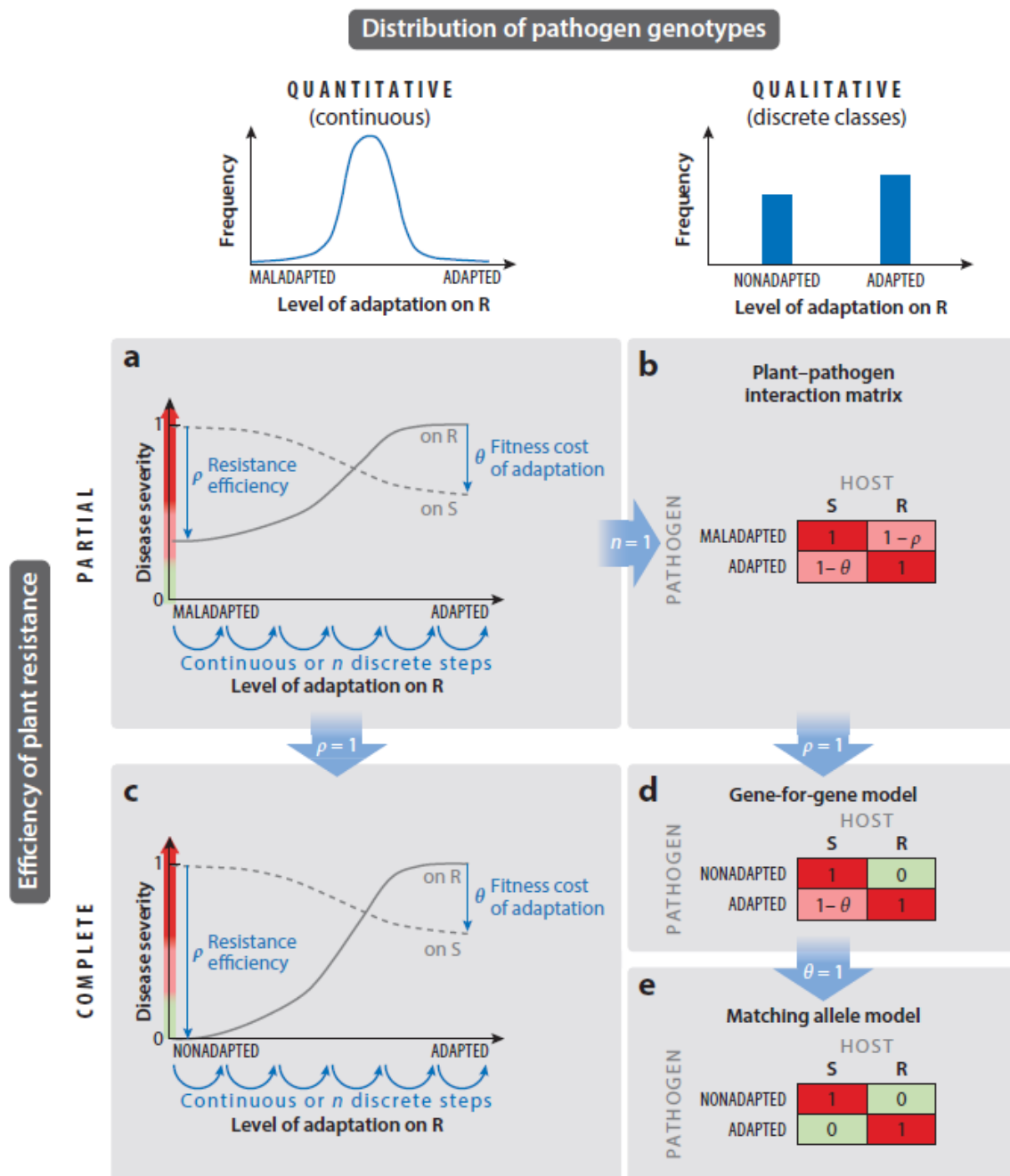
4.7.1. Interactions biotiques directes

Les interactions biotiques directes sont représentées par 14 modèles du corpus étudié. Elles sont sous-jacentes de l'élaboration des dégâts. On distinguera les interactions génétiques (6 modèles), qui conditionnent l'élaboration des dégâts par les bioagresseurs sur les plantes en fonction de leurs génotypes, et les interactions physiologiques (8 modèles) qui sous-tendent l'élaboration des dégâts en altérant la structure et/ou le fonctionnement de la plante comme la compétition avec les adventices ou la consommation de tissus par les herbivores.

4.7.1.1. Interactions génétiques

Dans le corpus, l'interaction génétique est la représentation d'une interaction entre un bioagresseur et une plante cible pour laquelle les traits sous-tendant l'interaction reposent sur l'expression d'un ou de plusieurs gènes. En effet, les modèles décrivant l'échelle génotypique peuvent simplifier les interactions entre individus (plante cible et bioagresseur) en des interactions entre gènes. Typiquement, on pourra définir l'effet d'un agent pathogène sur une plante, en fonction de la résistance de la plante et du degré d'adaptation de l'agent pathogène à la résistance (matrice d'interaction). Les formalismes utilisés pour décrire les interactions génétiques, par exemple le formalisme gène-pour-gène utilisé dans les modèles de Fabre *et al.* et de Lof et Van der Werf (1), dépend principalement des représentations utilisées pour la résistance de la plante (partielle ou complète) et l'adaptation du bioagresseur (continue ou discrète). Ces formalismes sont présentés plus en détails pour les agents pathogènes dans la revue de Rimbaud *et al.* (2021), dont est issue la Figure 4-21.

Figure 4-21. Modélisation des interactions plante-pathogène. Source : Rimbaud *et al.* (2021)



4.7.1.2. Interactions biotiques directes entre plantes cultivées et bioagresseur

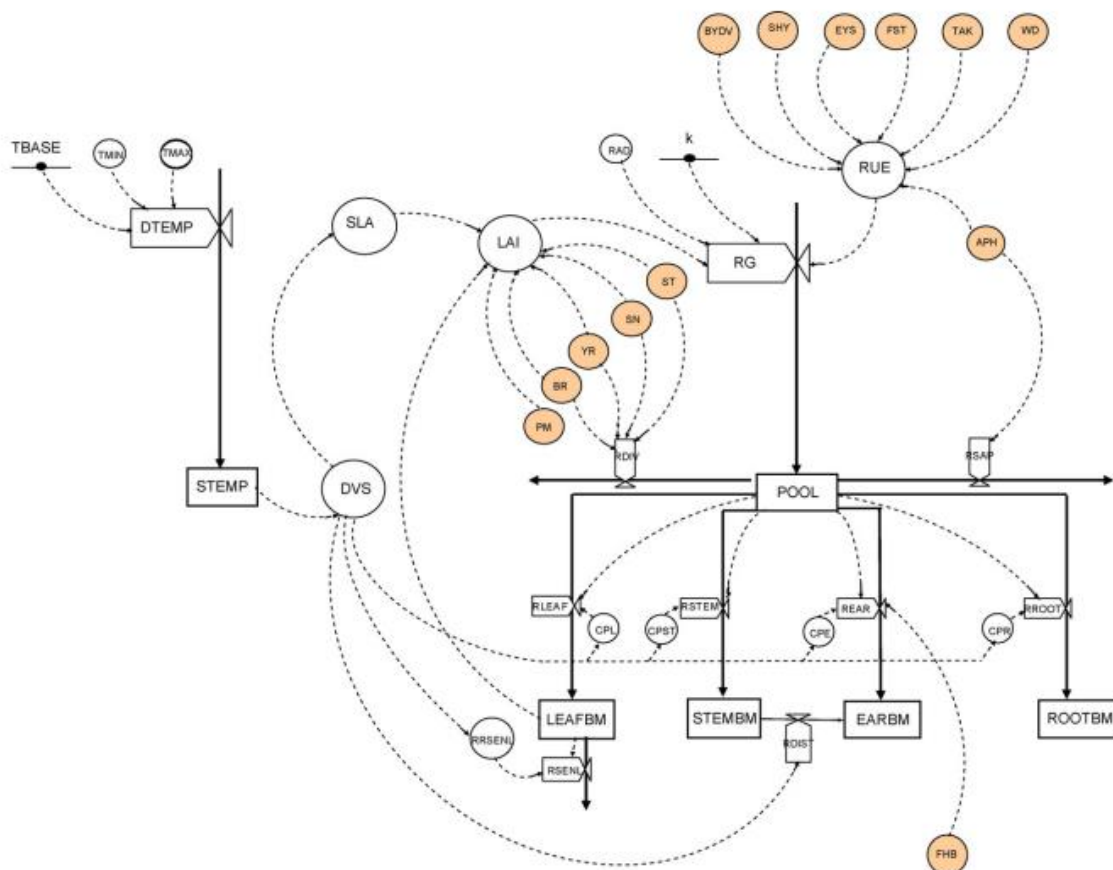
Parmi les modèles représentant explicitement les interactions biotiques, on retrouve principalement des modèles de compétition entre plantes (INTERCOM), et quelques modèles sur les insectes. Par exemple, le modèle COSMOS portant sur le charançon du bananier représente les attaques du bulbe par les larves, et le modèle de Banks *et al.* la consommation de la plante par les pucerons.

Deux modèles, pour le riz (RICEPEST) et pour le blé (WHEATPEST), sont fondés sur la représentation des multiples interactions biotiques entre la plante et son cortège de bioagresseurs. Ils reposent en particulier sur une représentation très réaliste des différentes fonctions réalisées par la plante, qui permet de définir un ensemble d'altérations possibles en fonction du mode d'élaboration des dégâts adopté par le bioagresseur. Par exemple,

pour un sapeur de ressource comme l'oïdium, le modèle WHEATPEST (voir Figure 4-22), diminue le LAI (*Leaf Area Index*) de la plante en fonction de la sévérité de l'infection. De façon analogue, la compétition avec les adventices sera représentée par une diminution de la RUE (*Radiation Use Efficiency*), et l'incidence de la fusariose par une diminution des flux d'assimilats vers l'épi.

Figure 4-22. Représentation de l'écophysiologie de la plante cultivée et de ses interactions avec différents bioagresseurs en fonction de leur mode d'élaboration des dégâts par le modèle WHEATPEST.

Source : Willocquet *et al.* (2008)



4.7.2. Interactions biotiques indirectes

Les interactions biotiques indirectes sont représentées par 16 modèles. Il s'agit principalement de représenter les interactions entre bioagresseurs et ennemis naturels (11 modèles), et plus rarement les interactions entre ennemis naturels et plantes cultivées (3 modèles), entre plantes cultivées (3 modèles) et entre ennemis naturels (3 modèles).

4.7.2.1. Interactions entre ennemis naturels et bioagresseurs

Les interactions entre bioagresseurs et ennemis naturels au sein du corpus relèvent majoritairement de la prédation (7 modèles), puis du parasitisme (4 modèles). A l'exception du modèle de Smith *et al.* traitant du contrôle de l'adventice *Rottboellia cochinchinensis* par le charbon de l'épi, les bioagresseurs considérés sont exclusivement des insectes. Dans la grande majorité des modèles, les dynamiques des populations de bioagresseurs et d'ennemis naturels sont explicitement décrites, à l'exception de celui de Jonsson *et al.* par

exemple, chez qui le cortège d'ennemis naturels n'est représenté que *via* son impact sur les populations de bioagresseurs. Lorsque les deux populations sont décrites, les interactions peuvent être représentées en établissant des liens (paramètres, équations) entre les dynamiques des deux populations.

Le modèle de Lotka-Volterra par exemple relie les deux équations différentielles représentant les dynamiques démographiques de populations de proies et de prédateurs en introduisant un taux de surmortalité des bioagresseurs (proies) dû à la prédation, et un taux de conversion des proies décrivant l'impact de l'abondance de proies sur la croissance de la population de prédateurs (voir Tableau 4-6). Ce modèle a eu un impact conceptuel important, en montrant que des dynamiques périodiques en temps peuvent émerger intrinsèquement d'une relation prédateurs-proies, même en l'absence d'un facteur extérieur induisant une saisonnalité. Des liens plus complexes ont depuis été introduits. Plusieurs modèles au sein du corpus (ceux de Bianchi et Van der Werf, de Jonsson *et al.* et de Spiesman *et al.*) lui préfèrent les fonctions de réponses de Holling (Holling, 1959) (de type II dans le modèle de Bianchi et Van der Werf et celui de Spiesman *et al.*). Elles assurent une représentation plus réaliste et plus complexe des effets de l'abondance de proie sur les prédateurs, en différenciant par exemple des temps de digestion et des temps d'approvisionnement, ou en introduisant une quantité maximale de proies pouvant être consommées. De façon plus complexe encore, le modèle de Xia *et al.* fait varier la valeur des paramètres, comme le taux de surmortalité due à la prédation, en fonction de la température.

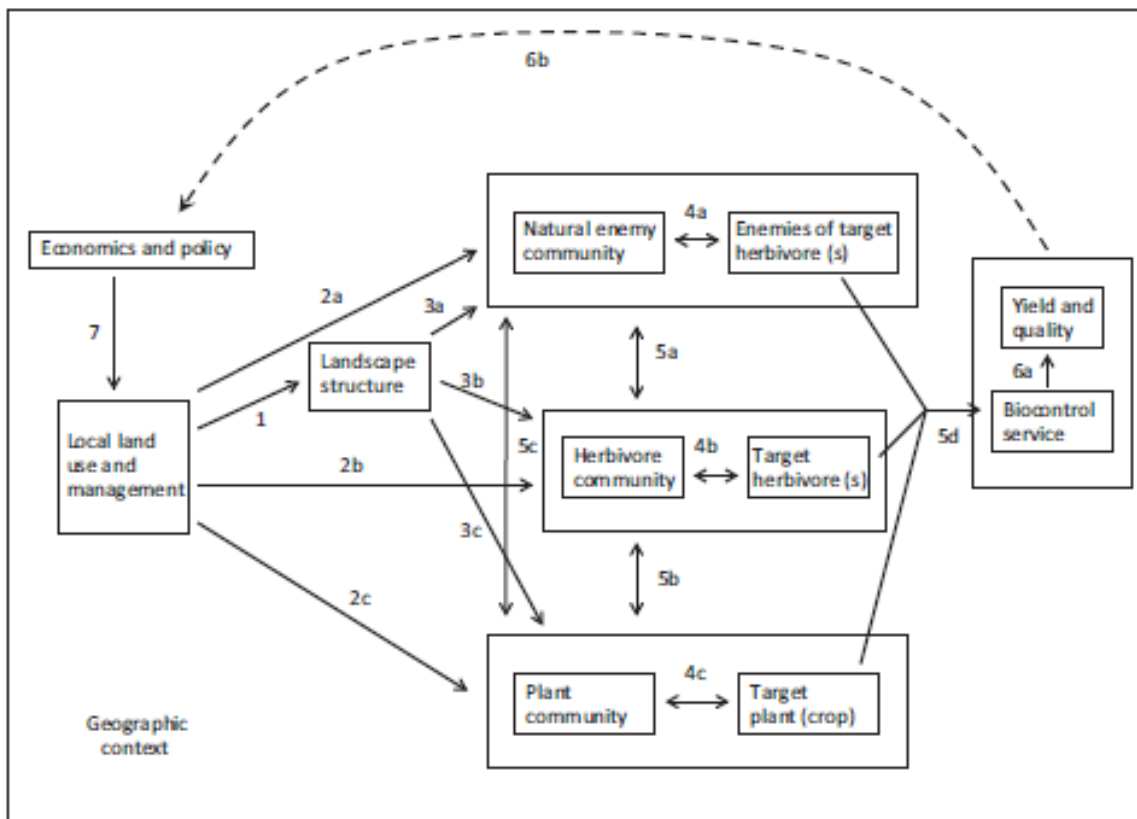
Au-delà du parasitisme et de la prédation, le modèle de Vollhardt *et al.* représente la production de miellat par des pucerons, et sa consommation par un parasitoïde. Plusieurs traits d'interactions sont décrits par ce modèle, dont en particulier la qualité du miellat, qui dépend de l'espèce de puceron, de son stade de développement, de la plante sur laquelle il se trouve ou de la présence de fourmis, et qui impacte directement l'espérance de vie du parasitoïde. La capacité des pucerons à perturber l'approvisionnement des parasitoïdes en contraignant l'accès à la ressource en miellat est également représentée.

4.7.2.2. Interactions entre bioagresseurs ou entre ennemis naturels

La **compétition intraspécifique** entre bioagresseurs ou entre ennemis naturels, par exemple pour l'accès aux ressources, est très souvent prise en compte dans les modèles du corpus. Dans la grande majorité des cas, elle est exprimée directement dans les équations de la dynamique démographique (voir 4.6.1) par un terme de **densité-dépendance**. Il s'agit de diminuer le taux d'accroissement en fonction de la densité de la population, typiquement en introduisant une taille limite de la population (ou capacité de charge) au-delà de laquelle le taux d'accroissement devient négatif (voir équation logistique de Verhulst présentée dans le Tableau 4-6). Ce type d'équation peut être utilisé pour tous les organismes, comme chez les adventices (par ex. modèle de Ricci *et al.*), les insectes (par ex. modèle de Kaplan et Lewis), les agents pathogènes (par ex. modèle de Sapoukhina *et al.* (3)) et les ennemis naturels (modèle de Spiesmann *et al.*). Pour les adventices dans le corpus, on retrouve des approches plus complexes reposant sur une description explicite des mécanismes sous-jacents à la compétition. Ces approches sont celles des modèles écophysiologiques d'interactions entre plantes, comme FLORSYS ou INTERCOM. Pour ces modèles il s'agit de (i) représenter le microclimat et la disponibilité des ressources (ii) représenter l'impact de chaque espèce sur la disponibilité des ressources et sur le microclimat pour enfin (iii) moduler le fonctionnement des individus de chaque espèce en fonction des ressources disponibles et du microclimat (par ex. croissance en hauteur, et croissance des organes, partitionnement de la biomasse).

Si elles peuvent aisément être intégrées dans des modèles de compétition de type Lotka-Volterra (à distinguer des modèles prédateurs-proies) (Roques, 2013), les **interactions intra-guildes interspécifiques** entre ennemis naturels ou entre bioagresseurs sont en revanche très peu représentées dans les modèles du corpus, en grande partie puisque la grande majorité des modèles ne considèrent qu'une seule espèce de bioagresseur ou d'ennemis naturels. Pour les interactions entre ennemis naturels, le modèle de Xia *et al.* par exemple représente le parasitisme des larves de coccinelles prédatrices par des hyménoptères parasitoïdes. Celui de Jonsson *et al.* présente également un cadre conceptuel (Figure 4-23) définissant une communauté d'ennemis naturels en interaction, et une communauté de bioagresseurs en interaction. En pratique cependant les interactions entre ennemis naturels sont implicites dans le modèle, et portées par un seul paramètre de surmortalité représentant l'effet intégré de la communauté des ennemis naturels sur les bioagresseurs.

Figure 4-23. Cadre conceptuel utilisé par Jonsson *et al.* (2014), définissant une communauté d'ennemis naturels en interactions (4.a), une communauté de bioagresseurs en interactions (4.b) et les interactions entre ces deux communautés (5.a).



Les interactions intra-guildes interspécifiques sont représentées par les rares modèles *MultiPest* décrits en section 4.9.2. Il peut s'agir de représenter explicitement les interactions entre différents bioagresseurs spécifiques, comme la flore adventice (FLORSYS) et le piétin-échaudage (TAKEALLSYS) ou l'orobanche rameuse (PHERASYS) ou de représenter les effets combinés du cortège de bioagresseurs sur la plante (RICEPEST, WHEATPEST). Le modèle le plus complet sur les interactions entre bioagresseurs est certainement le modèle IPSIM, qui fournit un cadre conceptuel simple permettant de prendre en compte l'ensemble des interactions possibles, de la plus bénéfique à la plus nuisible.

Il est à noter que les interactions biotiques peuvent également être représentées à l'échelle du paysage sous la forme d'un filtre environnemental, c'est-à-dire sous la forme d'une probabilité spatialisée de présence de l'espèce en fonction de la communauté locale. Typiquement si l'on s'intéresse à une espèce de prédateur, on pourra définir un filtre en fonction de la distribution de ses proies. Les modèles de réseaux écologiques, de méta-écosystèmes ou de méta-communautés qui peuvent utiliser ces filtres environnementaux ne sont pas inclus dans le corpus, mais présentés dans la synthèse de Massol et Petit (2013).

4.7.2.3. Interactions indirectes avec la plante cultivée ou les plantes de services

Au sein du corpus, plusieurs modèles décrivent les mécanismes sous-jacents des effets des plantes associées ou des plantes de services sur la régulation naturelle. Parmi ces mécanismes on retrouve en particulier l'attraction des bioagresseurs par les plante-pièges décrite dans les modèles de Hanunnen *et al.* et de Holden *et al.*, l'émission d'exsudats racinaires par la plante associée engendrant le déclenchement précoce de la germination d'une plante parasite dans le modèle de Van Mourik *et al.*, le camouflage des signaux émis par la plante cible par ceux émis par les plantes associées décrit dans le modèle de Hamback *et al.*, ou encore le recrutement d'ennemis naturels par les plantes de services décrit dans le modèle de Kaplan et Lewis.

En ce qui concerne les plante-pièges, le modèle de Holden *et al.* montre que la capacité de rétention des insectes par les plante-pièges est un paramètre très important pour le succès de la stratégie, au même titre que leur attractivité qui a été plus étudiée. De même dans le modèle de Hannunen souligne l'importance de la différence de mobilité de l'insecte bioagresseur entre les plante-pièges et les plantes cultivées, ainsi que celle du ratio périmètre du patch/surface cultivée. Pour le modèle de Van Mourik *et al.*, étudiant une rotation du millet avec la plante-piège, la propriété d'intérêt est la capacité de la plante-piège à déclencher la germination des graines de la plante parasite *Striga Hermontica* via l'émission d'exsudats racinaires. Le modèle de Van Mourik *et al.* indique cependant qu'une association avec le niébé ou le sésame est plus efficace qu'une rotation avec la plante-piège vis-à-vis de la déplétion de la banque de graines de plantes parasites. Le modèle analytique de Hamback *et al.* représente la résistance ou la susceptibilité associée des plantes dans une association bi-spécifique, et explique en particulier en quoi les traits de la plante associée (e.g. signaux visuels ou olfactifs) permettent de diminuer l'attractivité de la plante hôte. Aucun de ces modèles cependant ne considère la capacité des insectes à s'habituer (plasticité phénotypique) aux signaux émis par les plantes, comme celui de Kaplan et Lewis dans une étude portant sur le recrutement d'ennemis naturels. En effet, dans le modèle de Kaplan et Lewis, la réponse des ennemis naturels évolue selon 3 états discrets en fonction de leur exposition aux COV ; Les COV attirent les ennemis naturels entre 0 et 3 jours d'exposition, puis ils perdent leur effet attractif entre 3 et 7 jours d'exposition, et deviennent répulsifs au-delà de 7 jours d'exposition.

Si la compétition entre plantes cultivées peut être représentée, comme dans le modèle INTERCOM par exemple, qui compare les compétitivités relatives du céleri et du poireau en association, les autres mécanismes d'interactions entre plantes cultivées ne sont pas représentés.

4.8. Métriques de la régulation naturelle

La plupart des modèles utilisent des **métriques** pour quantifier la régulation naturelle des bioagresseurs et ses conséquences. Ces métriques se rapportent aux dégâts, aux dommages et/ou au rendement, et la durabilité de la régulation (Tableau 4-8).

Tableau 4-8. Métriques utilisées dans les modèles du corpus pour évaluer les effets de la diversification végétale sur la régulation naturelle des bioagresseurs

Briques élémentaires	Métriques de la régulation naturelle			
	Dégâts (et proxys des dégâts)	Dommages	Rendement	Durabilité
Nombre de modèles représentant chaque (ensemble de) brique(s)	50	13	10	9

4.8.1. Métriques écologiques - dégâts et proxys des dégâts

Tous les modèles du corpus utilisent des **métriques** pour quantifier les effets des modes de diversification étudiés sur la régulation naturelle des bioagresseurs. Dans certains cas, ces métriques correspondent à la définition stricte d'un **dégât**, c'est-à-dire à un symptôme observable sur les organes de la plante entraînant une déviation par rapport à leur état normal, comme dans le modèle COSMOS représentant les galeries creusées dans le bulbe du bananier par le charançon *Cosmopolites Sordidus*. Dans la grande majorité des cas cependant, ces métriques sont des **proxys des dégâts**, visant à quantifier la **présence** ou l'**abondance** d'une population de bioagresseurs sur un espace donné.

Le lien entre l'abondance ou la présence de bioagresseurs, et l'apparition de symptômes sur la plante cultivée n'est pas toujours direct, ni ne conduit nécessairement à des pertes de rendement (Chapitre 3). Cependant représenter explicitement les altérations de la structure ou du fonctionnement de la plante cultivée à l'origine de ces symptômes nécessite une représentation fine de l'écophysiologie de la plante cultivée ainsi que du mode d'élaboration des dégâts par les bioagresseurs, ce qui peut entraîner un gain important en complexité (nombre de paramètres) (e.g. INTERCOM) et limiter le nombre d'espèces de bioagresseurs (hors adventices) (COSMOS) ou de plantes cultivées (WHEATPEST, RICEPEST) auxquels le modèle pourra être appliqué (perte de généralité). Les modèles décrivant ce lien sont donc quasi-exclusivement des modèles écophysiologiques, portant principalement sur les adventices (e.g. INTERCOM) dont le mode d'élaboration des dégâts est le même pour toutes les espèces, et sont traités dans la partie précédente (*Interactions biotiques - Interactions entre plantes*) pour les adventices et (*Interactions biotiques - Interactions entre bioagresseurs et plantes cultivées*) pour les modèles sur les insectes et les pathogènes (COSMOS, WHEATPEST, RICEPEST).

Les **proxys des dégâts** se déclinent à plusieurs échelles (paysage, parcelle, plante ou tissu) et peuvent prendre différentes formes selon l'échelle et le bioagresseur concerné. En particulier ils peuvent correspondre à des métriques **statiques** (e.g. densité de la population ou niveau d'infestation), ou **dynamiques** (e.g. vitesse de propagation d'une épidémie, ou durée avant infestation totale d'une parcelle).

A l'**échelle du paysage**, le proxy des dégâts peut être une mesure de l'étendue spatiale/géographique de la population (e.g. aire couverte par une épidémie, aire infestée par les adventices, nombre de parcelles infestées) éventuellement rapportée à l'étendue du paysage. A l'**échelle de la parcelle**, le proxy peut être une mesure du nombre d'individus (sous leur forme de résistance ou non) ou de la biomasse totale de la population. Pour les

adventices il peut également être une mesure de la surface foliaire de la population. Cette mesure est éventuellement rapportée à une unité de surface (e.g. surface foliaire, m², ou surface de la parcelle) ou de volume (de sol, e.g. pour les graines). Elle peut également être une mesure du nombre d'hôtes infectés ou sains sur la parcelle éventuellement rapportée au nombre total d'hôtes (**prévalence** de l'infection/ de l'infestation pour les agents pathogènes et les insectes). A **l'échelle de la plante**, elle ne concerne plus les adventices hors parasites. Elle peut être une mesure du nombre de sites d'infection occupés par un agent pathogène (e.g. organes (feuilles, fruits, rameaux) ou tissus) éventuellement rapporté au nombre total de sites d'infections, ou une mesure du nombre d'insectes ou du nombre de lésions comptées sur la plante, ou de la surface de tissus (e.g. tissus photosynthétiques) lésés (insectes) ou sains éventuellement rapportée la surface totale de tissus sur la plante (**sévérité** de l'infection/de l'infestation). A **l'échelle de l'organe ou du tissu** elle peut être une mesure du nombre ou de la taille des lésions, ou de la proportion de tissu sain éventuellement rapportée à la surface totale du tissu.

Chez les adventices (hors parasite) l'abondance peut être mesurée sur le **long terme**. Il s'agit alors de quantifier le degré d'infestation de la parcelle **par les graines**. L'abondance sur le long terme est exprimée en **nombre (densité) ou en biomasse** de graines par unité de surface ou par unité de volume de sol. L'abondance peut également être mesurée sur le **court terme**. Il s'agit alors de quantifier le degré d'infestation de la parcelle **par les plantes** adventices. L'abondance sur le court terme est exprimée en **nombre** de plantes (**densité**), ou en **biomasse** d'adventices par unité de surface. Elle peut également être exprimée en **surface foliaire** d'adventices, rapportée à une unité de surface au sol, ou à la surface foliaire totale du couvert. La biomasse est un bon proxy de la quantité de ressources « accaparée » par les adventices, et la surface foliaire un bon proxy de la capacité des adventices à « s'accaparer » la ressource, mais le choix d'un proxy peut également être simplement motivé par les données disponibles.

Chez les agents pathogènes, les métriques utilisées peuvent être relatives **aux plantes infectées**. Il s'agit alors de mesurer **la prévalence** (proportion d'hôtes infectés) **ou la sévérité** (nombre ou surface des lésions sur les hôtes infectés) de la maladie. La sévérité est la métrique la plus proche des dégâts et des dommages. La prévalence quant à elle peut s'avérer plus pertinente pour suivre la progression des virus et des maladies vectées, en ce qu'elle est un meilleur proxy de la probabilité d'infection des vecteurs. Ces deux variables peuvent être **calculées ponctuellement** (e.g. à la fin d'une saison ou lorsque le pathosystème atteint un équilibre) ou **intégrées dans le temps**, sous la forme d'une AUDPC (*Area Under Disease Progress Curve*). Les dégâts peuvent également être mesurés par rapport **aux plantes saines**. Il s'agit alors de mesurer le nombre d'individus sains (~inverse de la prévalence), ou la surface ou la biomasse de tissus photosynthétiques sains (~inverse de la sévérité). Ces variables peuvent être **intégrées dans le temps** pour donner, à l'instar de l'AUDPC, la HAD (*Healthy Area Duration*). Les proxys de dégâts peuvent enfin se rapporter **à l'épidémie**. Il s'agit alors de mesurer des caractéristiques propres de l'épidémie, comme sa vitesse de propagation (e.g. R0), la distance totale parcourue, ou la durée avant infection totale de la parcelle (modèle de Sapoukhina *et al.*).

Chez les insectes, les métriques utilisées sont principalement des métriques continue comme le nombre ou la densité d'insectes mais peuvent également être des métriques discrètes comme le niveau d'infestation dans les modèles de Attalah *et al.* ou de Le Gal *et al.* Le modèle de Hannunen utilise le taux de croissance (ou de décroissance) de la population comme proxy des effets des plantes-pièges sur la population d'insectes. Pour les ennemis naturels, la métrique principalement utilisée est également la densité d'individus, qui ne constitue pas un proxy des dégâts mais un proxy de la régulation naturelle. D'autres métriques plus précises sur la régulation naturelle peuvent être représentées, comme le taux de prédation, ou la fréquence et la durée des visites de chaque plant par les ennemis naturels (Foragescape).

4.8.2. Métriques économiques

Au-delà des métriques écologiques, 13 modèles produisent des métriques permettant une évaluation économique des effets de la diversification et de la régulation naturelle. Ces métriques sont les **rendements**, calculés par 10 modèles, et les **dommages**, définis comme une perte de rendement en qualité ou en quantité et calculés par 13 modèles. Dans de rares cas dans le corpus (3 modèles), les modèles vont jusqu'à quantifier les gains ou les pertes associés à la mise en place d'une politique publique, comme le modèle de Attalah *et al.* simulant les effets d'une prime à la production de café sous ombrage, et le modèle de Szalai *et al.* simulant l'obligation d'effectuer une rotation après 3, 4 ou 5 ans de maïs en monoculture.

La représentation du **rendement** fait l'objet de nombreux modèles à part entière, qui peuvent intégrer de très nombreux facteurs déterminants tels que les conditions météorologiques, la disponibilité des ressources, la variété de la plante cultivée, ou encore les itinéraires techniques choisis. Hormis pour certains modèles écophysologiques, comme INTERCOM par exemple qui va jusqu'à représenter le diamètre des poireaux comme indicateur de la qualité du rendement, la représentation du rendement par les modèles du corpus est généralement simple. Elle peut être focalisée sur un seul déterminant du rendement comme par exemple dans le modèle de Attalah *et al.* qui représente le rendement des caféiers en fonction du taux d'ombrage avec une fonction à deux seuils. En deçà d'un premier seuil (β_1), et conformément aux observations de terrain, le taux d'ombrage augmente le rendement du caféier. Au-delà d'un second seuil (β_2), le taux d'ombrage est excessif et diminue le rendement. Le rendement atteignable peut également être simplement un paramètre d'entrée du modèle. Dans ce cas, les **dommages** peuvent être représentés par une relation qui calcule une diminution du rendement atteignable en fonction des dégâts, comme les relations de Spitters (1983), Cousens (1985) ou Eton (1991) par exemple (Ali *et al.*, 2013). Les dommages peuvent également être représentés par des seuils, c'est-à-dire des densités de bioagresseurs ou de dégâts au-delà desquels on pourra constater des dommages. C'est l'approche choisie par Szalai *et al.* qui représentent les dommages causés par la chrysomèle en fixant plusieurs seuils selon le type de production (maïs de fourrage, maïs d'ensilage ou maïs-grain). Enfin, certains modèles calculent des dommages ou des rendements relatifs, permettant de comparer par exemple différents scénarios de diversification. Fabre *et al.* par exemple calculent la réduction des dommages apportée par une augmentation de la proportion d'une variété résistante dans le paysage, relativement à la situation où le paysage est entièrement composé de la variété susceptible.

4.8.3. Durabilité de la régulation

La question de la durabilité des effets des modes de diversification sur la régulation naturelle des bioagresseurs ne peut être traitée que par les modèles représentant au moins deux types de plantes hôtes (variété ou espèce) et aux moins deux phénotypes de bioagresseurs. En effet, la question de la durabilité s'entend ici comme l'étude de la **réponse adaptative des bioagresseurs** à un environnement hétérogène. Cette question est importante, notamment pour les bioagresseurs dont les générations sont courtes, et qui peuvent donc évoluer rapidement pour diminuer ou contrecarrer les effets positifs de la diversification sur leur régulation.

Les modèles portant sur les résistances aux herbicides et aux insecticides, ainsi que sur des variétés OGM (notamment Bt) ne seront pas traités ici, même (cf. modèles de Onstad *et al.*, de Richter et de Hillier et Birch). Certains modèles au sein du corpus sur les insectes (ceux de Garcia *et al.*, de Onstad *et al.* et de Crowder *et al.*) portent sur la durabilité des stratégies de diversification des cultures de maïs avec du soja (en association de culture, en rotation, ou dans l'assolement du paysage) vis-à-vis de la régulation de la chrysomèle. Ces modèles simulent en particulier les comportements de nutrition et de ponte de la chrysomèle adulte, qui sous-tendent son adaptation à la stratégie de diversification. En effet d'après les premières observations, l'apparition d'une adaptation comportementale de la chrysomèle aux rotations maïs-soja peut intervenir seulement 16 ans après la première infestation par cet insecte (par ex. dans l'Illinois – modèle de Onstad *et al.*). Certains modèles prêtent une origine génétique à cette adaptation comportementale (ceux de Onstad *et al.* et de Crowder *et al.*). Hormis ces quelques modèles, la question de la durabilité des effets des modes de diversification n'est pas abordée dans les travaux de modélisation sur les adventices ou les insectes.

La grande majorité des modèles traitant de la durabilité au sein du corpus et dans la littérature concerne les agents pathogènes, et traite plus particulièrement des stratégies de déploiement des résistances pour maximiser leur durabilité. Ils sont présentés dans la synthèse de Rimbaud *et al.* (2021). Ils reposent principalement sur une représentation (i) du génotype des plantes cultivées, (ii) du génotype des agents pathogènes, (iii) de leurs interactions (4.9.2) et (iv) des différents mécanismes sous-tendant leurs évolutions.

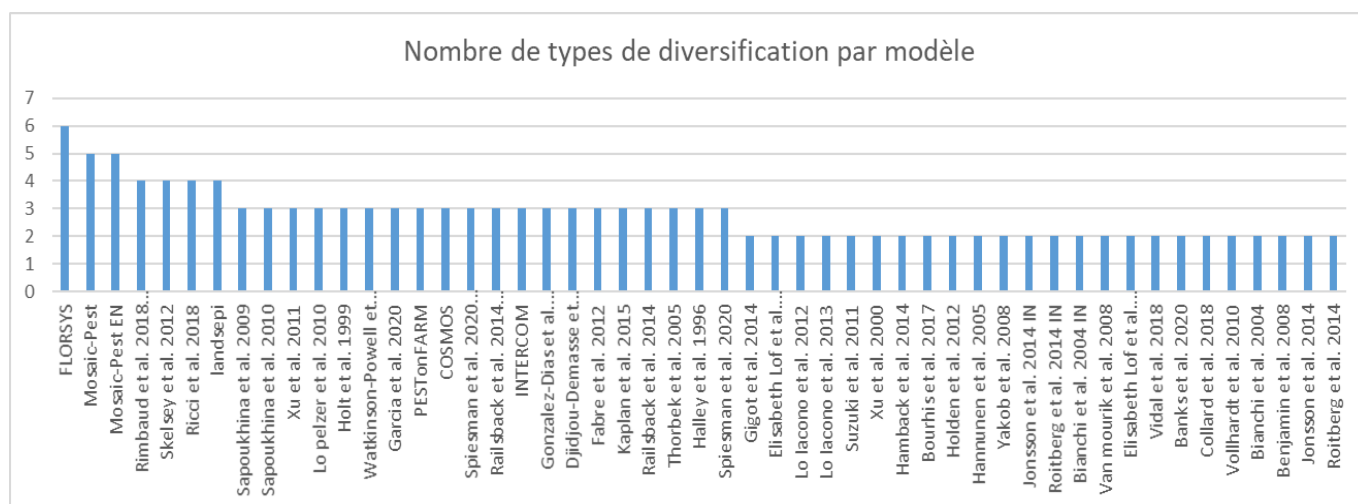
4.9. Combinaison d’outils

Dans cette partie nous présentons les combinaisons d’outils décrites dans la littérature, c’est-à-dire dans un premier temps (4.9.1) les modèles permettant d’étudier plusieurs modes de diversification, soit séparément les uns des autres, afin de les comparer (**modèles plurimodes**), soit simultanément en combinant leurs effets sur la régulation naturelle des bioagresseurs (**modèles multimodes**). Dans un second temps (4.9.2), nous présentons les modèles permettant d’étudier plusieurs organismes (bioagresseurs ou ennemis naturels) ou catégories de bioagresseurs, soit séparément en optant pour une approche générique permettant l’étude de différents taxons/catégorie (**modèles pluripest**), soit simultanément par la représentation de plusieurs organismes ou populations différentes et de leur interactions (**modèles multipest**). Dans un troisième et dernier temps (4.9.3), nous présentons les techniques de modélisation décrites dans la littérature et permettant de combiner différents modèles, et en particulier *via* l’utilisation de **plateformes de modélisation**.

4.9.1. Combinaison de modalités de diversification

Dans toute cette partie, nous reprenons la typologie des modes de diversification dressée dans le chapitre 3 de l’ESCO, distinguant différentes modalités de diversification en fonction qu’elle porte en particulier sur l’échelle de la parcelle ou celle du paysage, sur la composition ou sur la configuration, et sur une dimension spatiale ou temporelle. Au sein du corpus, 26 modèles sont spécifiques à un mode de diversification, mais la majorité en étudie plusieurs (principalement 2 ou 3) soit simultanément (multimode) soit parallèlement (plurimode). Tous modèles confondus, la moyenne du nombre de types de diversification étudiés est légèrement supérieure à 2. Seulement 6 modèles étudient plus de 3 modes de diversification (Figure 4-24). Dans cette section, on se concentre sur les combinaisons de modes de diversification 2 à 2.

Figure 4-24. Nombre de modes de diversification étudiés par les modèles Pluri- ou Multimodes du corpus (c’est-à-dire étudiant au moins 2 types de diversification, en référence à la typologie adoptée en section 3.1.1 du Chapitre 3)



La majorité des articles du corpus modélisation traite de plusieurs modalités de diversification ce qui constitue une particularité de la littérature sur la modélisation par rapport à la littérature expérimentale, pour laquelle le nombre de types de diversification étudié par article est en moyenne plus restreint. Si l’étude de plusieurs modes de diversification ne nécessite donc pas nécessairement la construction de plusieurs modèles, aucun modèle du corpus ne permet de représenter l’ensemble des modes de diversification, à fortiori de leurs effets combinés, principalement pour des raisons de complexité. Le modèle le plus abouti vis-à-vis de la combinaison de types de

diversification apparaît être FLORSYS, dont la première version (Gardarin *et al.*, 2012) porte sur les modes de diversification intra-parcellaire, mais a été intégrée plus récemment (Colbach *et al.*, 2018) à l'échelle inter-parcellaire pour représenter une mosaïque de cultures en rotation.

Arrangement spatial intraparcellaire de la végétation

La modalité *Arrangement spatial intraparcellaire de la végétation* peut être étudiée seule (e.g. modèle de Evers et Bastiaans), mais elle a, par construction, vocation à être combinée avec d'autres. Ainsi de nombreux modèles du corpus étudient les effets combinés de l'arrangement spatial de la végétation (en rang, uniforme ou en patch par exemple) sur la parcelle et d'une diversification de sa composition (mélanges variétaux ou interspécifiques). Plusieurs modèles étudient également les effets combinés ou séparés de l'arrangement spatial et des rotations. Les combinaisons de l'arrangement spatial à l'échelle de la parcelle avec des modes de diversification à l'échelle du paysage (assolement dans le paysage, ou Mosaïque paysagère dynamique), ne sont pas représentées par les modèles du corpus, ni n'ont reçu beaucoup d'attention dans la littérature de façon générale (voir Chapitre 3). Enfin la combinaison de l'arrangement spatial de la végétation sur la parcelle avec l'introduction d'éléments semi-naturels correspond à des exemples particuliers de modèles portant sur les ennemis naturels, et traitant des effets de l'arrangement spatial des ESN, sur le recrutement d'ennemis naturels. Par exemple le modèle de Vollhardt *et al.* suit l'évolution spatio-temporelle d'une population de parasitoïde des pucerons, en fonction de la disponibilité des ressources en nectar (donc de l'arrangement spatial des bandes fleuries ; en bordure de parcelle, ou en champs, ou fleurs clairessemées sur le champ) et en miellat.

Mélanges variétaux

La modalité *Mélanges variétaux* peut être étudiée seule, comme dans le modèle de Mikaberidze *et al.*, ou simplement combiné avec le mode *Arrangement spatial intraparcellaire de la végétation*. La combinaison du mode *Mélanges variétaux* et du type *Mélanges interspécifiques* correspond à des modèles théoriques permettant de représenter les deux modes de mélanges (modèles plurimodes). Parce qu'il consiste en une stratégie de déploiement des résistances, le mélange variétal est souvent représenté conjointement aux autres stratégies de déploiement des résistances que sont les rotations, l'assolement dans le paysage, et les mosaïques paysagères dynamiques. Certains modèles théoriques sont applicables à plusieurs stratégies (modèles de Lo Iacono *et al.* (1) et (2), PESTonFARM), d'autres sont explicitement plurimodes comme le modèle *landsepi* (Rimbaud *et al.* (1) et (2)) simulant plusieurs stratégies (modes *Mélanges variétaux*, rotations, et assolement dans le paysage) pour identifier la meilleure. Le modèle de Xu (1) permet d'évaluer les effets combinés sur le contrôle épidémiologique du mélange variétal et des rotations sur 6 saisons consécutives, en faisant varier l'arrangement spatial des variétés entre années (modèle multimode). Enfin, le modèle de Skesley *et al.* étudie des mélanges variétaux de pommes de terre, séparés par plusieurs kilomètres de végétation non hôtes pour un champignon responsable du mildiou, assurant ainsi une combinaison avec l'introduction d'éléments semi-naturels à l'échelle de la région.

Mélanges interspécifiques

La modalité *Mélanges interspécifiques* peut être étudiée seule, comme dans le modèle de Attalah *et al.*, ou simplement combiné avec le type *Arrangement spatial intraparcellaire de la végétation*. La combinaison de la modalité *Mélanges interspécifiques* avec des modalités de diversification à l'échelle du paysage (assolement et ESN) est étudiée par deux modèles portant sur les ennemis naturels : celui de Railsback et Johnson sur les oiseaux insectivores régulant les populations du foreur du grain de café dans un paysage agroforestier (modalité *Mélanges interspécifiques* - agroforesterie), et Mosaic-Pest sur l'attraction d'un parasitoïde du méligèthe (colza) par une plante piège (mode *Mélanges interspécifiques*) dans un paysage agricole (modalité *Assolement*), intégrant notamment des prairies ou des forêts (modalité *ESN*) et les rotations des cultures. Si Railsback et Johnson (2014) définissent d'emblée un paysage et un assolement précis, intégrant en particulier une forêt (modalité *ESN*) rendant le modèle nécessairement Multimode, les auteurs de Mosaic-Pest réalisent une ANOVA pour tester les effets de chaque mode de diversification indépendamment (plurimode) ou en combinaison deux à deux ou avec des pratiques de gestion (par ex. travail du sol).

Rotations

Dans le cadre de l'ESCO, les rotations sont étudiées de façon différenciée en fonction qu'elles correspondent à une diversification intra-parcellaire, ou qu'elles sont étudiées à l'échelle du paysage pour la définition d'une mosaïque paysagère dynamique. A l'échelle de la parcelle, les rotations ne sont pas nécessairement combinées avec d'autres modes de diversification, et peuvent être étudiées seules comme par exemple dans le modèle de Bargues-Ribera et Gokhale pour les agents pathogènes, ou chez ALOMYSYS, le modèle de Gonzalez-Andujar et Fernandez-Quintanilla et celui de Jordan *et al.* pour les adventices. Elles peuvent être combinées avec l'arrangement spatial de la végétation, pour définir une diversification spatio-temporelle en milieu tropical, consistant à associer des plants à des stades phénologiques différents. Cette diversification intrinsèquement multimode est étudiée pour la banane par COSMOS et pour la canne à sucre dans le modèle de Potgieter *et al.* Enfin, elles peuvent être représentées parallèlement à d'autres stratégies (plurimode), comme dans le modèle de Van Mourik *et al.* comparant une stratégie d'association interspécifique du mil avec le niébé (Type *Mélanges interspécifiques*) et une stratégie de rotation avec des plantes pièges ou des jachères pour la suppression de la plante parasite *Striga hermontica*.

Mosaïque paysagère et Mosaïque paysagère dynamique

La combinaison la plus fréquente au sein du corpus est celle de la structure du paysage (configuration et composition), et de l'introduction d'ESN dans cette structure. En effet, la plupart des modèles étudiant l'échelle du paysage se munissent d'une représentation permettant d'y intégrer de la végétation naturelle, comme par exemple des représentations spatialement explicites avec des haies en bordures de parcelle (par ex. modèle de Bourhis *et al.*), ou spatialement implicite avec un compartiment représentant un réservoir naturel (par ex. modèle de Fabre *et al.*) (Voir 4.4.1). La mosaïque paysagère est également fréquemment combinée avec une diversité temporelle (rotations à l'échelle du paysage) pour donner une mosaïque paysagère dynamique.

4.9.2. Cortèges de bioagresseurs

Alors que certains modèles sont développés spécifiquement pour un taxon (espèce ou genre) de bioagresseur sur un type de culture donné, c'est-à-dire sont très peu génériques (cf synthèse sur la modélisation), d'autres plus généraux sont applicables à une plus grande diversité de bioagresseur (**modèles Pluripest**) au sein d'une catégorie (par ex. tous les champignons dispersés par la pluie – voir les modèles de Vidal *et al.* et de Gigot *et al.* pour les agents pathogènes) voire à une grande diversité de bioagresseur entre plusieurs catégories (modèle de Sapoukhina *et al.* (1)). De façon plus rare, certains modèles sont spécifiquement conçus pour étudier simultanément plusieurs bioagresseurs (**modèles Multipest**), au sein d'une même catégorie, comme le modèle INTERCOM par exemple permettant de représenter un assemblage de différentes espèces d'adventices, ou entre catégorie, comme le modèle WHEATPEST représentant les impacts combinés d'un cortège de bioagresseur (insectes, agents pathogènes et adventices) sur le blé. Les modèles MultiPest décrivent des interactions biotiques entre bioagresseurs à différents degrés ; En particulier, les mécanismes sous-jacents peuvent être explicitement représentés (INTERCOM, FLORSYS, IPSIM), ou implicitement intégrés dans la représentation des dégâts à l'échelle de la plante (WHEATPEST, RICEPEST).

Modèles sur les adventices

La Figure 4-25 présente la spécificité des différents modèles du corpus portant sur les adventices vis-à-vis de la culture et des bioagresseurs étudiés.

Figure 4-25. Degré de spécificité des modèles sur les adventices par rapport à leur objet d'étude (Culture x Bioagresseur).

En ordonnée la spécificité vis-à-vis de la culture (spécifique à une ou plusieurs cultures, et non spécifique vis-à-vis de la culture) et en abscisse la spécificité vis-à-vis des bioagresseurs (**spécifique à un taxon** (espèces ou genre) d'adventices, **spécifique catégorie**, c'est-à-dire spécifique aux adventices ou à une catégorie large d'adventices (e.g. pérennes ou annuelles) mais pas à un taxon particulier, et **non-spécifique** aux adventices (*non-spécifique catégorie*), c'est-à-dire traitant également d'autres bioagresseurs). Les modèles sont identifiés en toutes lettres dans la case leur correspondant. **En rouge** sont indiqués les **modèles MultiPest**, c'est-à-dire les modèles représentant simultanément un assemblage de différentes espèces d'adventices, ou un cortège de bioagresseurs.

Spécificité vis-à-vis de la culture	Non-spécifique	ALOMYSYS <i>Jordan et al.</i>	INTERCOM <i>Blumenthal et Nicholas</i> <i>Evers et Bastiaans</i> <i>Ricci et al.</i>	FLORSYS IPSIM
	Spécifique	<i>Davis et al.</i> <i>Gonzalez-Andujar et Fernandez-Quintanilla</i> <i>Gonzalez-Dias et al.</i> <i>Smith et al.</i> <i>Van Mourik et al.</i>		WHEATPEST RICEPEST
		Spécifique Taxon	Spécifique Catégorie	Non-spécifique Catégorie

Spécificité vis-à-vis du bioagresseur

Parmi les modèles spécifiques à une culture on retrouve par exemple le modèle de Van Mourik *et al.* spécifique à la culture du mil et à son parasitisme par la plante parasite *Striga hermonthica*. Pour certains modèles non spécifiques à une culture, elle peut rester indéterminée comme par exemple pour le modèle de Blumenthal et Nicholas étudiant la dispersion des adventices depuis les bandes enherbées chez qui la composition de la parcelle n'est pas précisée. Parmi les modèles non spécifiques représentant la culture, deux approches peuvent être distinguées ; une approche empirique exhaustive d'une part, c'est-à-dire que le modèle est paramétré pour un grand nombre de cultures différentes (par ex. FLORSYS, INTERCOM), et une approche théorique fonctionnelle d'autre part, c'est-à-dire que le modèle qualifie la culture par rapport certains traits, comme par exemple le modèle de Ricci *et al.* distinguant simplement les cultures d'hiver et d'été.

De même les modèles sur les adventices peuvent être spécifiques à un taxon d'adventices (genre ou espèce) pour lequel le modèle est paramétré, comme le modèle de Davis *et al.* calibré pour le Setaire *Setaria faberi*, ou non spécifiques (**Pluripest**) selon une approche exhaustive comme par exemple FLORSYS, paramétré pour 16 espèces d'adventices, ou fonctionnelle comme le modèle de Ricci *et al.*, divisant les adventices en quatre groupes selon deux traits fonctionnels ; la date d'émergence (été ou hiver) et le poids des graines (> 5 mg ou < 5 mg).

Le seul modèle **MultiPest** spécifique à la catégorie des adventices est le modèle (INTERCOM) permettant de représenter des assemblages pluri-spécifiques d'adventices. Les premières versions du modèle (FLORSYS) servent également cette même ambition.

Modèles sur les insectes et les ennemis naturels

Les modèles portant sur les insectes ou les ennemis naturels sont majoritairement spécifiques à un taxon, c'est-à-dire à une espèce d'insecte ou à une espèce d'ennemi naturel, ou à une interaction entre une espèce d'insecte et une espèce d'ennemi naturel donnée (par ex. l'interaction puceron - coccinelle est traitée par plusieurs modèles du corpus – Banks *et al.*, Bianchi et Van der Werf), ou l'interaction entre la chrysomèle du Maïs et ses hôtes (Maïs et Soja) traitée par les modèles de Garcia *et al.*, de Onstad *et al.*, de Crowder *et al.* et de Szalai *et al.*) (Figure 4-26). La spécificité des modèles vis-à-vis de la culture et d'un taxon de bioagresseur peut permettre une représentation

explicite et plus réaliste des dégâts, comme pour le modèle (COSMOS) représentant les galeries creusées par le charançon dans le bulbe du bananier, ou plus réaliste des comportements des insectes comme pour les modèles sur la chrysomèle et ses stratégies de ponte et de nutrition étudiés par trois modèles du corpus (Garcia *et al.*, Onstad *et al.*, Crowder *et al.*). A l'inverse, certains modèles ont vocation à rester génériques et sont simplement validés sur une situation archétypale spécifique, comme le modèle de Kaplan et Lewis ayant vocation à éclairer toute stratégie de recrutement d'ennemis naturels par l'utilisation de plantes compagnes émettant des COV et simplement validé sur le cas du puceron.

Figure 4-26. Degré de spécificité des modèles portant sur les insectes et les ennemis naturels par rapport à leur objet d'étude (Culture x Bioagresseur).

La légende de cette figure est identique à celle de la Figure 4-25. N'ont été classés comme spécifiques à un taxon que les modèles mentionnant explicitement un taxon précis (espèce ou genre) comme par exemple le charançon du bananier *Cosmopolites sordidus* pour Foragescape et COSMOS. A l'inverse les modèles portant par exemple sur des « prédateurs arthropodes » (modèle de Kaplan et Lewis), ou des « parasitoïdes » (modèle de Roitberg) sans mentionner de taxon plus précis ont été considérés comme spécifiques à une catégorie.

Spécificité vis-à-vis de la culture	Non-spécifique	<p><i>Banks et al. IN</i> <i>Vollhardt et al. IN</i> <i>Vollhardt et al.</i> <i>Thorbek et Topping</i> <i>Skirvin</i> <i>Halley et al.</i> <i>Benjamin et al.</i> <i>Kaplan et Lewis IN</i></p>	<p><i>Hamback et al.</i> <i>Bourhis et al.</i> <i>Holden et al.</i> <i>Hannunen</i> <i>Yakob et al.</i> <i>Richter</i> <i>Banks et al.</i> <i>Spiesman et al. IN</i> <i>Spiesman et al.</i> <i>Kaplan et Lewis</i></p>	IPSIM
	Spécifique	<p><i>Garcia et al.</i> PESTonFarm <i>Tyson et al.</i> <i>Mosaic-Pest IN</i> <i>Mosaic-Pest EN</i> <i>Attalah et al.</i> <i>Szalai et al.</i> COSMOS <i>Potgieter et al.</i> <i>Onstad et al.</i> <i>Crowder et al.</i> <i>Bianchi et Van der Werf IN</i> <i>Bianchi et Van der Werf</i> <i>Le Gal et al. IN</i> <i>Le Gal et al.</i> <i>Jonsson et al. IN</i> <i>Foragescape IN</i> <i>Railsback et Johnson IN</i></p>	<p><i>Jonsson et al.</i> <i>Roitberg IN</i> <i>Roitberg</i> <i>Foragescape</i> <i>Railsback et Johnson</i></p>	WHEATPEST RICEPEST
		Spécifique Taxon	Spécifique Catégorie	Non-spécifique Catégorie
		Spécificité vis-à-vis du bioagresseur		

Le modèle de Banks *et al.* est calibré pour deux ennemis naturels aux capacités de dispersion contrastées (pour les carabes, rampants, à faible capacité de dispersion et pour les coccinelles, volantes, à forte capacité de dispersion). Cependant, aucun modèle non spécifique à un taxon d'insecte ou d'ennemi naturel (**Pluripest**) dans le corpus n'opte pour une approche empirique exhaustive consistant à paramétrer le modèle pour un grand

nombre d'espèces et tous optent pour une approche théorique fonctionnelle. Les traits utilisés pour la représentation d'insectes théoriques, par exemple les traits de dispersion (mode passif ou actif, et capacités de dispersion) sont traités plus haut dans la synthèse (section 4.6).

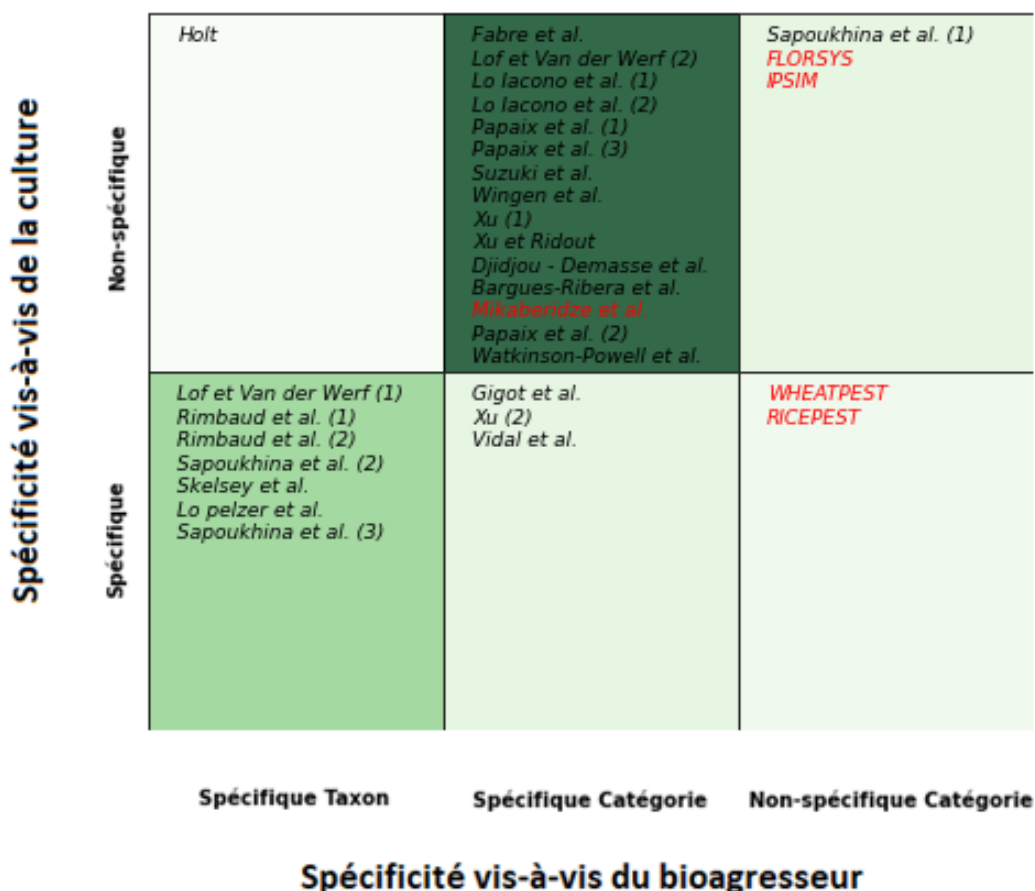
Les deux seuls modèles du corpus insectes et ennemis naturels à être strictement **MultiPest** sont le modèle de Spiesman *et al.*, utilisant un modèle de métapopulation pour représenter deux types de bioagresseurs simultanément (spécialistes de deux cultures différentes), et le modèle de Jonsson *et al.* représentant les effets combinés de plusieurs groupes de prédateurs (araignées et coléoptères en particulier) sur la régulation naturelle des populations de pucerons.

Modèles sur les agents pathogènes

Les modèles du corpus portant sur les agents pathogènes sont généralement plus génériques dans leurs intentions que ceux portant sur les adventices ou les insectes, c'est-à-dire non spécifiques à une culture et non spécifiques à un taxon précis (espèce ou genre). En effet, la plupart des modèles sur les agents pathogènes sont théoriques et ne spécifient pas de taxons ou déclarent être applicables à plusieurs taxons (Figure 4-27). De plus, ces modèles ne présentent pas de différences fondamentales (en termes de formalisme) avec ceux spécifiant un taxon ou une culture, spécifiés généralement pour l'exemple ou pour la validation du modèle. Ainsi les modèles sur les pathogènes du corpus apparaissent les plus génériques et théoriques, autant dans les intentions déclarées que dans leur formalisme.

Figure 4-27. Degré de spécificité des modèles portant sur les agents pathogènes par rapport à leur objet d'étude (Culture x Bioagresseur).

La légende de cette figure est identique à celle de la Figure 4-25. N'ont été classés comme spécifiques à un taxon que les modèles mentionnant explicitement un taxon précis (espèce ou genre), comme par exemple la rouille du blé, causé par le champignon *Puccinia striiformis* pour Lof et Van der Werf (1). A l'inverse, les modèles portant sur les « virus » (Fabre *et al.*) ou les « champignons aériens » (Papaix *et al.* (2)) sans mentionner de taxon plus précis ont été considérés comme spécifiques à une catégorie.



A l'instar des insectes, aucun modèle **Pluripest** du corpus sur les agents pathogènes n'opte pour une approche empirique exhaustive, et tous optent pour une approche fonctionnelle. Par exemple, les modèles de Vidal *et al.* et de Gigot *et al.* représentent les traits de dispersion d'agents pathogènes se dispersant grâce à la pluie ; d'autres modèles représentent les traits évolutifs (adaptation, maladaptation) au sein du pathosystème. Le modèle le plus générique de ce corpus est celui de Sapoukhina *et al.* (1) dont les auteurs indiquent qu'il est applicable à tous les pathosystèmes impliquant des relations gène-pour-gène et des interactions entre plantes cultivées et champignons, bactéries, insectes, nématodes ou virus.

Si plusieurs modèles permettent la représentation simultanée de plusieurs souches, ou populations de la même espèce d'agents pathogènes en interaction, le modèle de Mikaberidze *et al.* est le seul à préciser que son formalisme est applicable pour différentes espèces d'agents pathogènes en interaction (**Multipest**).

Modèles MultiPest

Au-delà des modèles permettant de prendre en compte simultanément plusieurs bioagresseurs d'une même catégorie et présentés ci-dessus (INTERCOM pour les adventices, Spiesman *et al.* et Jonsson *et al.* pour les insectes et les ennemis naturels, et Mikaberidze *et al.* pour les agents pathogènes), certains modèles sont conçus pour représenter simultanément plusieurs catégories de bioagresseurs (modèles MultiPest, dans les cases « non spécifiques catégorie » sur les Figures 4-25, 4-26 et 4-27). Ces modèles MultiPest peuvent être divisés en deux grandes approches (Figure 4-28), une **approche écophysiological**, centrés autour de la plante cultivée et des dégâts combinés causés par plusieurs bioagresseurs (FLORSYS, WHEATPEST, RICEPEST), et une **approche de réseau d'interaction écologique**, centrée autour de l'échelle de l'écosystème et des interactions entre différentes populations (de bioagresseurs, d'ennemis naturels ou de plantes cultivées).

Les deux modèles écophysiologicals WHEATPEST pour le blé et RICEPEST pour le riz sont très similaires. Leur ambition est de relier une situation de production (*production situation*, correspondant au contexte biophysique et socio-économique dans laquelle la plante est cultivée) avec un profil des dégâts (*injury profile*, qui correspond à une combinaison de différents niveaux de dégâts causés par plusieurs bioagresseurs (Savary *et al.*, 2006), en modélisant simultanément (i) le développement phénologique de la plante cultivée en fonction de la situation de production, (ii) le fonctionnement de la plante cultivée (par ex. acquisition des ressources, production de biomasse, partitionnement des sucres) en fonction du stade phénologique, et (iii) les différentes attaques par les bioagresseurs et leurs impacts sur le fonctionnement de la plante, en fonction de son stade phénologique. Une description plus détaillée de la façon dont ces deux modèles représentent les interactions entre plantes et bioagresseurs est donnée en section 4.7.1. Le modèle IPSIM réalise la même ambition, mais avec un formalisme plus simple et hiérarchique. En particulier vis-à-vis du MultiPest, le modèle IPSIM donne dans un premier niveau hiérarchique la sévérité des dégâts infligés à la culture par un bioagresseur, puis intègre dans un second niveau hiérarchique l'effet des interactions avec les autres bioagresseurs, selon 5 niveaux d'interactions possibles, allant de facilitation élevée à suppression élevée, afin de définir une sévérité agrégée. La sortie du modèle consiste alors en une combinaison des sévérités agrégées de chaque bioagresseur sous la forme d'un vecteur (*injury profile*). Le modèle FLORSYS appartient également à la famille des modèles écophysiologicals. Initialement conçu pour représenter la flore adventice, il a été complété par des modules permettant de représenter les interactions de la flore adventice et des plantes cultivées avec l'orobanche rameuse (PHERASYS) et le piétin-échaudage (TAKEALLSYS). L'approche écophysiological est la plus réaliste, et permet notamment une représentation précise des interactions entre bioagresseurs ainsi que des dégâts. Les modèles écophysiologicals sont cependant très complexes, et demeurent difficiles à utiliser à des échelles supérieures à celle de la plante. En particulier, ils ne permettent pas de prendre en compte les dynamiques spatiales des bioagresseurs (Gaudio *et al.*, 2022).

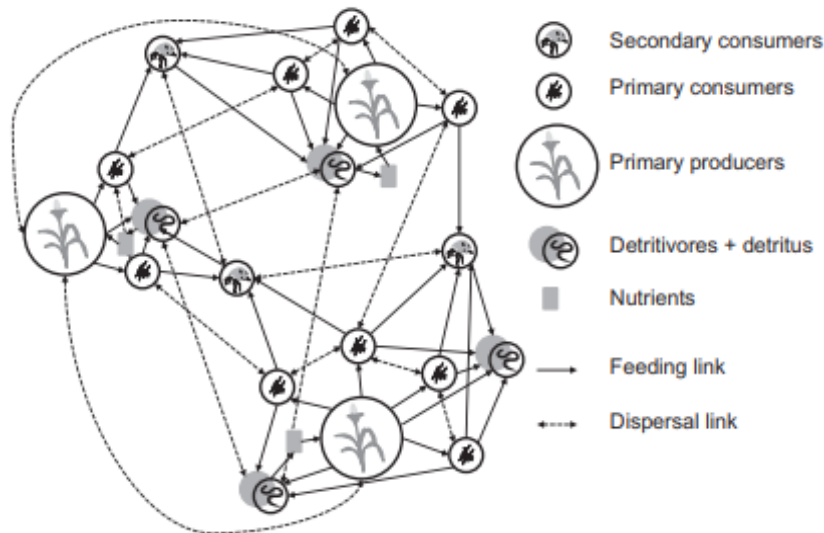
A l'inverse, les modèles de réseau écologique (réseaux trophique ou d'interaction écologique, ou modèles Lotka-Volterra généralisé, ou modèles de métaécosystème), se plaçant à l'échelle de l'écosystème sont adaptés à l'étude des dynamiques spatiales et démographiques des organismes (bioagresseurs, ennemis naturels et plantes) à l'échelle du paysage ou de la parcelle (Massol et Petit, 2013). En se fondant sur une représentation détaillée de la mosaïque paysagère, les modèles de métapopulation permettent par exemple de mieux comprendre ses effets sur les dynamiques des populations de bioagresseurs (régulation naturelle par des mécanismes de fragmentation spatio-temporelle, d'hétérogénéité spatiale ou de variabilité temporelle). De façon plus précise, certains modèles (par ex. les modèles de méta-écosystèmes ou Lotka-Volterra généralisé) permettent de prendre en compte les interactions entre ces organismes (régulation naturelle par des mécanismes d'interaction biotique). Les modèles de réseau écologique sont moins complexes mais également

moins réalistes que les modèles écophysio­logiques. A moins d'être hiérarchisés pour représenter plusieurs niveaux d'organisation emboîtés (Peng *et al.*, 2020) (voir section 4.9.3), ces modèles théoriques sont généralement situés, à l'inverse des modèles écophysio­logiques, en amont de la chaîne pratique-service-dégâts-dommages, et ne représentent pas ou de façon peu précise les dégâts et les dommages.

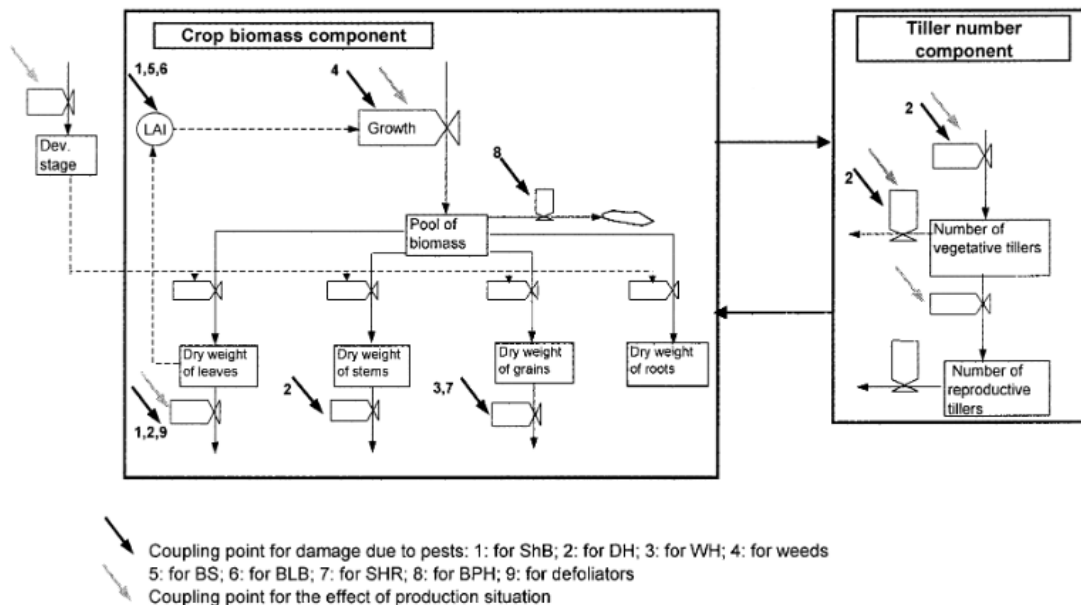
Figure 4-28. Deux approches contrastées pour la modélisation MultiPest.

- (A) Une approche de réseau écologique, pour la représentation d'un système MultiPest constitué de plusieurs populations spatialisées en interaction à l'échelle du paysage. Dans cet exemple, le schéma représente un modèle théorique de type Lotka-Volterra généralisé, issue de Massol *et al.* (2011)
- (B) Une approche écophysio­logique, pour la représentation d'un système MultiPest constitué de plusieurs espèces de bioagresseurs en interactions entre elles et avec la plante cultivée à l'échelle de la plante. Dans cet exemple, une schématisation du modèle écophysio­logique RICEPEST issue de Willocquet *et al.* (2002).

(A)



(B)



4.9.3. Combinaison de modèles

Différentes techniques pour combiner plusieurs modèles entre eux sont présentées dans la revue de Gaudio *et al.* (2022). Il peut s'agir par exemple simplement d'utiliser les sorties d'un premier modèle en entrée d'un second (technique nommée « **inverse modeling** » par Gaudio *et al.* (2022)). En introduisant plus de complexité, deux modèles peuvent également être couplés en définissant des fonctions ou des paramètres pour les relier (**couplage de modèle**). Un exemple simple ici est celui du couplage deux modèles de dynamique de populations de proie et de prédateur, formant un modèle proie-prédateur qui nécessite la définition de paramètres d'interactions entre les deux populations (par exemple un paramètre de mortalité pour les proies, et de gain pour les prédateurs). De façon analogue mais plus fine, des briques élémentaires appartenant à différents modèles peuvent être couplées par des fonctions ou des paramètres pour définir un nouveau modèle (« **hybrid modeling** » dans Gaudio *et al.* (2022)). Cette technique est également à la base des (prometteuses) approches mécanistico-statistiques présentées en section 4.1, qui couplent dans la plupart des cas un modèle mécaniste décrivant le système étudié (comme par exemple le « *state process model* » des HBN) à un modèle statistique intégrant des données (comme le « *observation process model* »).

4.10. Conclusion

Dans ce Chapitre nous présentons un corpus de 75 modèles mécanistes portant sur les effets de la diversification végétale sur la régulation naturelle des bioagresseurs. Nous nous sommes attachés dans un premier temps à décrire et à expliquer la diversité des modèles, puis, en nous basant sur une analyse plus fine, nous nous sommes attachés à comprendre les contraintes qui pèsent sur leur combinaison, et les opportunités que cette dernière offre pour la représentation des effets de multiples modalités de diversification sur de multiples bioagresseurs.

4.10.1. Diversité des modèles au sein du corpus

La diversité des modèles du corpus s'explique en premier lieu par la **diversité des systèmes représentés**, c'est-à-dire des combinaisons « *chaîne trophique x mode(s) de diversification* » étudiées. En effet, si certaines chaînes trophiques emblématiques sont relativement bien traitées comme les chaînes maïs-chrysomèle (4 modèles) ou blé-puceron-coccinelle (3 modèles), les chaînes trophiques spécifiées dans le corpus sont en majorité représentées par seulement un ou deux modèles, ce qui contribue grandement à leur diversité (voir section 4.2.2). La(es) modalité(s) de diversification représentée(s) contribue(nt) moins à cette diversité, car il y a des associations privilégiées d'étude des effets de certaines modalités de diversification sur certaines chaînes trophiques, en lien avec des hypothèses fortes associées aux traits de vie des organismes par exemple. Ainsi, la diversification des variétés est plus facilement étudiée quant à ses effets sur les maladies des plantes, plutôt que sur les insectes ravageurs aériens très mobiles qui sont davantage testés pour leurs réponses à l'implantation d'infrastructures agroécologiques comme les haies par exemple. Autrement dit, il y a peu de modèles portant sur la régulation d'un même bioagresseur qui se distinguent par des modalités de diversification différentes. Un exemple toutefois est celui des modèles de Ricci *et al.* et Gonzalez-Dias *et al.*, portant tous les deux sur la régulation des adventices et adoptant la même structure de base (briques élémentaires), mais dont le premier s'intéresse en particulier à l'introduction d'éléments semi-naturels (prairies) alors que le second étudie plus particulièrement les rotations.

Une deuxième explication à la diversité des modèles est la **diversité des objectifs et des vocations que l'on prête à la modélisation**. Typiquement, un modèle pourra avoir vocation à éclairer une question de recherche, une décision individuelle ou collective (voir section 4.1.1) ou encore à comprendre, prédire ou à scénariser les effets de la diversification sur la régulation naturelle.

Le choix d'une combinaison « *système x objectif(s)* » se traduit en **caractéristiques techniques** propres au modèle, comme par exemple sa généralité, son réalisme, sa précision, ou encore son efficacité (section 4.1.1). Ces caractéristiques ne sont pas toutes conciliables entre elles et nécessitent de faire des compromis. En particulier un compromis entre généralité, réalisme et précision est nécessaire (voir 4.1.1). Par exemple, en cohérence avec le choix d'une chaîne trophique théorique, le modèle de Sapoukhina *et al.* (1) est plus générique mais moins réaliste que le modèle de Lo Pelzer *et al.* qui porte précisément sur la chaîne trophique colza-phoma du colza.

Le *Metamodeling* consiste à intégrer les résultats d'un modèle complexe, par exemple par des méthodes statistiques ou d'apprentissage, et permet de déroger partiellement à ces compromis. Il est utilisé dans le corpus par le modèle de Szalai *et al.*, qui calibre deux modèles linéaires avec des données simulées par un modèle stochastique spatialement explicite complexe. Ces deux modèles, moins réalistes mais plus simples et plus efficaces peuvent être directement utilisés par des décideurs publics pour évaluer les effets de rotations obligatoires à l'échelle de la région sur les dégâts causés par la chrysomèle du maïs.

Enfin, le choix d'une combinaison « *système x objectif(s)* » doit répondre à la **contrainte de complexité**, qui limite le nombre d'éléments qu'un unique modèle pourra représenter (voir section 4.1.3). En effet la complexité d'un modèle, entendue comme le nombre de ses paramètres et leurs interactions est assez étroitement encadrée par le compromis biais-variance qui stipule qu'une augmentation de la complexité entraîne des biais trop importants, qu'une diminution de la complexité entraîne une variance trop importante, et que l'utilité du modèle est compromise dans les deux cas (voir section 4.1.3). La complexité d'un modèle

est souvent liée à ses caractéristiques techniques, et pourra être plus grande par exemple pour plus de réalisme, ou plus faible si l'on cherche plutôt l'efficacité. Elle peut enfin être limitée par la disponibilité des données pour la calibration du modèle.

Ainsi donc, un modèle porte sur un système donné et sert un objectif donné, ce qui implique de se positionner dans un ensemble de caractéristiques techniques irréconciliables et de choisir un niveau de complexité approprié. Ces règles strictes de définition sont à l'origine du nombre et de la diversité des modèles du corpus.

4.10.2. Contraintes et opportunités associées à la combinaison de modèles

Un modèle mécaniste repose sur la représentation de la structure et/ou des mécanismes sous-tendant les dynamiques d'un système modélisé. Lorsque le système modélisé est un agroécosystème, une très grande diversité de structures et de mécanismes peuvent être représentés. Ces éléments sont présentés en détail dans le Chapitre 3. Dans ce chapitre, nous avons nommés ces éléments « briques élémentaires » (section 4.2.4) et les avons classés selon (i) leur position dans une chaîne conceptuelle reliant la diversification végétale (Section 4-4) à ses effets¹⁵, et selon (ii) l'échelle spatiale qui les concerne, de l'échelle génétique à celle du paysage.

Sous la contrainte de complexité déjà mentionnée et s'appliquant ici à la combinaison de modèles, combiner des briques élémentaires consiste à **répartir la complexité d'ensemble entre les représentations des différentes briques et de leurs interactions**, en fonction par exemple du degré de réalisme ou de précision visée pour chacune des briques ainsi que de son impact sur le reste du système modélisé.

Ainsi, pour des raisons de complexité mais également de cohérence dans la répartition de la complexité (voir section 4.1.3), il est **impossible de combiner directement des échelles de temps** (comme de la seconde – dans le modèle de Vidal *et al.* - à l'année – dans celui de Gonzalez-Dias *et al.*) **ou d'espace** (comme du cm – dans le modèle de Gigot *et al.* - à une centaine de km – dans celui de Lof et Van der Werf (2)) trop distinctes. Toutefois, la combinaison **de plusieurs modalités de diversification** associant ces aspects temporel, spatial et de composition à la même échelle spatiale apparaît relativement aisée, en particulier à l'échelle du paysage puisque n'engendrant pas une augmentation importante de la complexité. **La majorité des articles du corpus modélisation traite de plusieurs modes de diversification**, ce qui constitue une particularité de la littérature sur la modélisation par rapport à la littérature expérimentale, pour laquelle le nombre de modes de diversification étudié par article est en moyenne plus restreint.

En revanche, la **représentation de cortèges de bioagresseurs ou de communautés d'ennemis naturels en interaction** apparaît plus difficile. En effet, ces représentations appellent la définition de paramètres d'interactions entre organismes pour lesquels les données de calibration sont rares ou inexistantes et qui augmentent fortement la complexité du modèle. Les situations où la combinaison est envisageable semblent être celles où les modèles initiaux sont bien calibrés, et où des jeux de données supplémentaires vont permettre de calibrer les paramètres d'interaction du modèle global. En dehors de cette situation, il est envisageable, pour certains modèles très réalistes combinant un grand nombre processus, de faire le choix d'une augmentation de la complexité au prix d'une précision plus faible (approche KIDS¹⁶ - Edmonds et Moss, 2004 ; Le Page, 2017). A défaut d'être précis, les résultats du modèle pourront permettre de considérer plusieurs scénarios de diversification par exemple FLORSYS. D'autres part, plusieurs approches de combinaisons sont décrites dans la littérature et fondées sur des économies de complexité. Par exemple Voinov *et al.* (2012) ou plus récemment Alexandridis *et al.* (2022) présentent des approches fondées pour les premiers sur l'intégration de jeu de données et non plus de paramètres pour faire interagir les différentes briques élémentaires, et pour les seconds sur la définition d'archétypes permettant une véritable économie de complexité dans la définition des organismes en interaction. Enfin, il est possible de développer un modèle global *ad hoc*, dont le niveau de complexité n'excède pas celui des sous-modèles initiaux, qui n'est donc pas obtenu par simple couplage des modèles initiaux, et dont les paramètres pourront être ré-estimés pour prendre en compte des dépendances éventuelles. Dans le corpus, c'est l'approche choisie dans le modèle de Jonsson *et al.* par exemple et reprise plus récemment par Perennes *et al.* (2023), dont le modèle repose sur une représentation relativement simple de l'agroécosystème lui permettant d'étudier la régulation par une communauté d'ennemis naturels à l'échelle du paysage.

¹⁵ Chaîne Pratiques-Services-Dégâts-Dommages.

¹⁶ Voir définition partie 4.1.

Travaux de recherche *in situ* et de modélisation apparaissent donc très complémentaires pour étudier les effets de la diversification végétale sur la régulation des bioagresseurs. La modélisation s'avère essentielle pour (i) aider à l'optimisation de chaque mode de diversification (par exemple pour sa composition variétale et/ou spécifique et son arrangement spatial) pour ses effets sur la régulation de multiples bioagresseurs et la fourniture d'autres services écosystémiques et (ii) l'étude exploratoire du vaste champ des possibles des stratégies de combinaison des modes de diversification à larges échelles spatio-temporelles, y compris pour l'évaluation de la durabilité de ces systèmes de production, et des boucles de rétroactions à différents termes temporels entre la composante agroécologique et la composante socio-économique des paysages agricoles.

Bibliographie

- Alexandridis, N.; Marion, G.; Chaplin-Kramer, R.; Dainese, M.; Ekroos, J.; Grab, H.; Jonsson, M.; Karp, D.S.; Meyer, C.; O'Rourke, M.E.; Pontarp, M.; Poveda, K.; Seppelt, R.; Smith, H.G.; Walters, R.J.; Clough, Y.; Martin, E.A., (2022). Archetype models upscale understanding of natural pest control response to land-use change. *Ecological Applications*, 32 (8): 15. <https://doi.org/10.1002/eap.2696>
- Ali, A.; Streibig, J.C.; Andreasen, C., (2013). Yield loss prediction models based on early estimation of weed pressure. *Crop Protection*, 53: 125-131. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2013.06.010>
- Allaire, G., (2004). *Analyse numérique et optimisation: une introduction à la modélisation mathématique et à la simulation numérique*. École polytechnique, Département de mathématiques appliquées. https://books.google.fr/books?id=p_TPAAAACAAJ
- Axelrod, R., (1997). *The Complexity of Cooperation: Agent-Based Models of Competition and Collaboration*. Princeton University Press. <http://www.jstor.org/stable/j.ctt7s951>
- Bacaër, N., (2009). *Histoires de mathématiques et de populations*. Paris: Cassini. <https://hal.science/hal-03337424>
- Barczi, J.F.; Rey, H.; Caraglio, Y.; De Reffye, P.; Barthelemy, D.; Dong, Q.X.; Fourcaud, T., (2008). AmapSim: A structural whole-plant simulator based on botanical knowledge and designed to host external functional models. *Annals of Botany*, 101 (8): 1125-1138. <https://doi.org/10.1093/aob/mcm194>
- Battisti, A.; Avci, M.; Avtzis, D.N.; Jamaa, M.L.B.; Berardi, L.; Berretima, W.; Branco, M.; Chakali, G.; El Alaoui El Fels, M.A.; Frérot, B.; Hódar, J.A.; Ionescu-Mălăncuș, I.; Ipekdal, K.; Larsson, S.; Manole, T.; Mendel, Z.; Meurisse, N.; Mirchev, P.; Nemer, N.; Paiva, M.-R.; Pino, J.; Protasov, A.; Rahim, N.; Rousselet, J.; Santos, H.; Sauvard, D.; Schopf, A.; Simonato, M.; Yart, A.; Zamoum, M., (2015). Natural History of the Processionary Moths (*Thaumetopoea* spp.): New Insights in Relation to Climate Change. In: Roques, A., ed. *Processionary Moths and Climate Change : An Update*. Dordrecht: Springer Netherlands, 15-79. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9340-7_2
- Berestycki, H.; Hamel, F.; Roques, L., (2005). Analysis of the periodically fragmented environment model : I – Species persistence. *Journal of Mathematical Biology*, 51 (1): 75-113. <https://doi.org/10.1007/s00285-004-0313-3>
- Bourhis, Y.; Poggi, S.; Mammari, Y.; Le Cointe, R.; Cortesero, A.M.; Parisey, N., (2017). Foraging as the landscape grip for population dynamics-A mechanistic model applied to crop protection. *Ecological Modelling*, 354: 26-36. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.03.005>
- Chatelin, M.H.; Aubry, C.; Poussin, J.C.; Meynard, J.M.; Masse, J.; Verjux, N.; Gate, P.; Le Bris, X., (2005). DeciBle, a software package for wheat crop management simulation. *Agricultural Systems*, 83 (1): 77-99. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2004.03.003>
- Colbach, N.; Cordeau, S.; Garrido, A.; Granger, S.; Laughlin, D.; Ricci, B.; Thomson, F.; Messean, A., (2018). Landsharing vs landsparing: How to reconcile crop production and biodiversity? A simulation study focusing on weed impacts. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 251: 203-217. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.09.005>
- Collard, B.; Tixier, P.; Carval, D.; Lavigne, C.; Delattre, T., (2018). Spatial organisation of habitats in agricultural plots affects per-capita predator effect on conservation biological control: An individual based modelling study. *Ecological Modelling*, 388: 124-135. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.09.026>
- Collectif-BIOBAYES, (2015). *Initiation à la statistique bayésienne-Bases théoriques et applications en alimentation, environnement, épidémiologie et génétique*. Edition Ellipses. <https://www.editions-ellipses.fr/accueil/1547-initiation-a-la-statistique-bayesienne-bases-theoriques-et-applications-en-alimentation-environnement-epidemiologie-et-genetique-9782340005013.html>
- Cousens, R., (1985). A simple-model relating yield loss to weed density. *Annals of Applied Biology*, 107 (2): 239-252. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.1985.tb01567.x>
- De Heij, S.E.; Willenborg, C.J., (2020). Connected Carabids: Network Interactions and Their Impact on Biocontrol by Carabid Beetles. *Bioscience*, 70 (6): 490-500. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa039>

- Debarre, F.; Ronce, O.; Gandon, S., (2013). Quantifying the effects of migration and mutation on adaptation and demography in spatially heterogeneous environments. *Journal of Evolutionary Biology*, 26 (6): 1185-1202. <https://doi.org/10.1111/jeb.12132>
- Doyle, C.J., (1991). Mathematical models in weed management. *Crop Protection*, 10 (6): 432-444. [https://doi.org/10.1016/s0261-2194\(91\)80130-8](https://doi.org/10.1016/s0261-2194(91)80130-8)
- Drechsler, M., (2020). Model-based integration of ecology and socio-economics for the management of biodiversity and ecosystem services: State of the art, diversity and current trends. *Environmental Modelling & Software*, 134: 9. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104892>
- Edmonds, B.; Moss, S., (2005). From KISS to KIDS - An 'anti-simplistic' modelling approach. In: Davidsson, P.; Logan, B.; Takadama, K., eds. *Multi-Agent and Multi-Agent-Based Simulation*. Berlin: Springer-Verlag Berlin (Lecture Notes in Computer Science), 130-144.
- Elston, D.A.; Philips, M.S.; Trudgill, D.L., (1991). The relationship between initial population density of potato cyst nematode *Globodera pallida* and the yield of partially resistant potatoes. *Revue de nematologie*, 14: 213-219. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_5/pt5/nemato/34688.pdf
- Etienne, L.; Franck, P.; Lavigne, C.; Papaix, J.; Tolle, P.; Ostandie, N.; Rusch, A., (2022). Pesticide use in vineyards is affected by semi-natural habitats and organic farming share in the landscape. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 333: 11. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107967>
- Evers, J.B.; Bastiaans, L., (2016). Quantifying the effect of crop spatial arrangement on weed suppression using functional-structural plant modelling. *Journal of Plant Research*, 129 (3): 339-351. <https://doi.org/10.1007/s10265-016-0807-2>
- Fabre, F.; Carpentier, F., F.; Papaix, J.; Boixel, A.-L.; Berthier, K., (2021). Diversifier les paysages cultivés : état des connaissances et perspectives de recherche. *L'immunité des plantes. Pour des cultures résistantes aux maladies*. Versailles, France: Editions Quae. <https://hal.inrae.fr/hal-03130984>
- Fitzgibbon, W.E.; Morgan, J.J.; Webb, G.F., (2017). An outbreak vector-host epidemic model with spatial structure: the 2015-2016 Zika outbreak in Rio De Janeiro. *Theoretical Biology and Medical Modelling*, 14: 17. <https://doi.org/10.1186/s12976-017-0051-z>
- Garcia, A.G.; Godoy, W.A.C.; Consoli, F.L.; Ferreira, C.P., (2020). Modelling movement and stage-specific habitat preferences of a polyphagous insect pest. *Movement Ecology*, 8 (1): 11. <https://doi.org/10.1186/s40462-020-00198-7>
- Gardarin, A.; Durr, C.; Colbach, N., (2012). Modeling the dynamics and emergence of a multispecies weed seed bank with species traits. *Ecological Modelling*, 240: 123-138. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.05.004>
- Gascuel-Oudou, C.; Lescourret, F.; Dedieu, B.; Detang-Dessendre, C.; Favardin, P.; Hazard, L.; Litrico-Chiarelli, I.; Petit, S.; Roques, L.; Reboud, X.; Tixier-Boichard, M.; de Vries, H.; Caquet, T., (2022). A research agenda for scaling up agroecology in European countries. *Agronomy for Sustainable Development*, 42 (3): 18. <https://doi.org/10.1007/s13593-022-00786-4>
- Gaudio, N.; Louarn, G.; Barillot, R.; Meunier, C.; Vezy, R.; Launay, M., (2022). Exploring complementarities between modelling approaches that enable upscaling from plant community functioning to ecosystem services as a way to support agroecological transition. *In Silico Plants*, 4 (1): 13. <https://doi.org/10.1093/insilicoplants/diab037>
- Gigot, C.; de Vallavieille-Pope, C.; Huber, L.; Saint-Jean, S., (2014). Using virtual 3-D plant architecture to assess fungal pathogen splash dispersal in heterogeneous canopies: a case study with cultivar mixtures and a non-specialized disease causal agent. *Annals of Botany*, 114 (4): 863-875. <https://doi.org/10.1093/aob/mcu098>
- Girardin, L.; Maucourt, B., (2022). *Agro-ecological control of a pest-host system: preventing spreading*. <https://doi.org/10.48550/arXiv.2207.04727>
- Goodall, D.W., (1972). Building and testing ecosystem models. In: Jeffers, J.N.J., ed. *Mathematical Models in Ecology*. Oxford: Blackwell, 173-194.
- Grimm, V.; Revilla, E.; Berger, U.; Jeltsch, F.; Mooij, W.M.; Railsback, S.F.; Thulke, H.H.; Weiner, J.; Wiegand, T.; DeAngelis, D.L., (2005). Pattern-oriented modeling of agent-based complex systems: Lessons from ecology. *Science*, 310 (5750): 987-991. <https://doi.org/10.1126/science.1116681>

- Grimm, V.; Berger, U.; Bastiansen, F.; Eliassen, S.; Ginot, V.; Giske, J.; Goss-Custard, J.; Grand, T.; Heinz, S.K.; Huse, G.; Huth, A.; Jepsen, J.U.; Jorgensen, C.; Mooij, W.M.; Muller, B.; Pe'er, G.; Piou, C.; Railsback, S.F.; Robbins, A.M.; Robbins, M.M.; Rossmanith, E.; Ruger, N.; Strand, E.; Souissi, S.; Stillman, R.A.; Vabo, R.; Visser, U.; DeAngelis, D.L., (2006). A standard protocol for describing individual-based and agent-based models. *Ecological Modelling*, 198 (1-2): 115-126. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.04.023>
- Grimm, V.; Berger, U.; DeAngelis, D.L.; Polhill, J.G.; Giske, J.; Railsback, S.F., (2010). The ODD protocol A review and first update. *Ecological Modelling*, 221 (23): 2760-2768. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.08.019>
- Haefner, J.W., (2005). Qualitative Model Formulation. In: Haefner, J.W., ed. *Modeling Biological Systems: Principles and Applications*. Boston, MA: Springer US, 32-57. https://doi.org/10.1007/0-387-25012-3_3
- Hambäck, P.A.; Inoué, B.D.; Andersson, P.; Underwood, N., (2014). Effects of plant neighborhoods on plant-herbivore interactions: resource dilution and associational effects. *Ecology*, 95 (5): 1370-1383. <https://doi.org/10.1890/13-0793.1>
- Hamel, F.; Lavigne, F.; Martin, G.; Roques, L., (2020). Dynamics of adaptation in an anisotropic phenotype-fitness landscape. *Nonlinear Analysis-Real World Applications*, 54: 33. <https://doi.org/10.1016/j.nonrwa.2020.103107>
- Hamelin, F.M.; Castel, M.; Poggi, S.; Andrivon, D.; Mailleret, L., (2011). Seasonality and the evolutionary divergence of plant parasites. *Ecology*, 92 (12): 2159-2166. <https://doi.org/10.1890/10-2442.1>
- Hannunen, S., (2005). Modelling the interplay between pest movement and the physical design of trap crop systems. *Agricultural and Forest Entomology*, 7 (1): 11-20. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9555.2005.00237.x>
- Holling, C.S., (1959). Some Characteristics of Simple Types of Predation and Parasitism. *The Canadian Entomologist*, 91 (7): 385-398. <https://doi.org/10.4039/Ent91385-7>
- Jonsson, M.; Bommarco, R.; Ekbom, B.; Smith, H.G.; Bengtsson, J.; Caballero-Lopez, B.; Winqvist, C.; Olsson, O., (2014). Ecological production functions for biological control services in agricultural landscapes. *Methods in Ecology and Evolution*, 5 (3): 243-252. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.12149>
- Kamilaris, A.; Prenafeta-Boldu, F.X., (2018). Deep learning in agriculture: A survey. *Computers and Electronics in Agriculture*, 147: 70-90. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2018.02.016>
- Karp, D.S.; Chaplin-Kramer, R.; Meehan, T.D.; Martin, E.A.; DeClerck, F.; Grab, H.; Gratton, C.; Hunt, L.; Larsen, A.E.; Martinez-Salinas, A.; O'Rourke, M.E.; Rusch, A.; Poveda, K.; Jonsson, M.; Rosenheim, J.A.; Schellhorn, N.A.; Tscharrntke, T.; Wratten, S.D.; Zhang, W.; Iverson, A.L.; Adler, L.S.; Albrecht, M.; Alignier, A.; Angelella, G.M.; Anjum, M.Z.; Avelino, J.; Batary, P.; Baveco, J.M.; Bianchi, F.; Birkhofer, K.; Bohnenblust, E.W.; Bommarco, R.; Brewer, M.J.; Caballero-Lopez, B.; Carriere, Y.; Carvalheiro, L.G.; Cayuela, L.; Centrella, M.; Cetkovic, A.; Henri, D.C.; Chabert, A.; Costamagna, A.C.; De la Mora, A.; de Kraker, J.; Desneux, N.; Diehl, E.; Diekotter, T.; Dormann, C.F.; Eckberg, J.O.; Entling, M.H.; Fiedler, D.; Franck, P.; van Veen, F.J.F.; Frank, T.; Gagic, V.; Garratt, M.P.D.; Getachew, A.; Gonthier, D.J.; Goodell, P.B.; Graziosi, I.; Groves, R.L.; Gurr, G.M.; Hajian-Forooshani, Z.; Heimpel, G.E.; Herrmann, J.D.; Huse, A.S.; Inclan, D.J.; Ingrao, A.J.; Iv, P.; Jacot, K.; Johnson, G.A.; Jones, L.; Kaiser, M.; Kaser, J.M.; Keasar, T.; Kim, T.N.; Kishinevsky, M.; Landis, D.A.; Lavandero, B.; Lavigne, C.; Le Ralec, A.; Lemessa, D.; Letourneau, D.K.; Liere, H.; Lu, Y.H.; Lubin, Y.; Luttermoser, T.; Maas, B.; Mace, K.; Madeira, F.; Mader, V.; Cortesero, A.M.; Marini, L.; Martinez, E.; Martinson, H.M.; Menozzi, P.; Mitchell, M.G.E.; Miyashita, T.; Molina, G.A.R.; Molina-Montenegro, M.A.; O'Neal, M.E.; Opatovsky, I.; Ortiz-Martinez, S.; Nash, M.; Ostman, O.; Ouin, A.; Pak, D.; Paredes, D.; Parsa, S.; Parry, H.; Perez-Alvarez, R.; Perovic, D.J.; Peterson, J.A.; Petit, S.; Philpott, S.M.; Plantegenest, M.; Plecas, M.; Pluess, T.; Pons, X.; Potts, S.G.; Pywell, R.F.; Ragsdale, D.W.; Rand, T.A.; Raymond, L.; Ricci, B.; Sargent, C.; Sarthou, J.P.; Saulais, J.; Schackermann, J.; Schmidt, N.P.; Schneider, G.; Schuepp, C.; Sivakoff, F.S.; Smith, H.G.; Whitney, K.S.; Stutz, S.; Szendrei, Z.; Takada, M.B.; Taki, H.; Tamburini, G.; Thomson, L.J.; Tricault, Y.; Tsafack, N.; Tschumi, M.; Valantin-Morison, M.; Trinh, M.V.; van der Werf, W.; Vierling, K.T.; Werling, B.P.; Wickens, J.B.; Wickens, V.J.; Woodcock, B.A.; Wyckhuys, K.; Xiao, H.J.; Yasuda, M.; Yoshioka, A.; Zou, Y., (2018). Crop pests and predators exhibit inconsistent responses to surrounding landscape composition. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115 (33): E7863-E7870. <https://doi.org/10.1073/pnas.1800042115>
- Kermack, W.O.; McKendrick, A.G.; Walker, G.T., (1927). A contribution to the mathematical theory of epidemics. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A, Containing Papers of a Mathematical and Physical Character*, 115 (772): 700-721. <https://royalsocietypublishing.org/doi/abs/10.1098/rspa.1927.0118>

- Kirkeby, C.; Rydhmer, K.; Cook, S.M.; Strand, A.; Torrance, M.T.; Swain, J.L.; Prangma, J.; Johnen, A.; Jensen, M.; Brydegaard, M.; Graeboll, K., (2021). Advances in automatic identification of flying insects using optical sensors and machine learning. *Scientific Reports*, 11 (1): 8. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-81005-0>
- Kolmogorov, A.; Petrovskii, I.; Piscunov, N., (1937). A study of the equation of diffusion with increase in the quantity of matter, and its application to a biological problem. *Moscow University Bulletin of Mathematics*, 1 (6): 1--25.
- Kooijman, B., (2009). *Dynamic Energy Budget Theory for Metabolic Organisation*. Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511805400>
- Langhammer, M.; Thober, J.; Lange, M.; Frank, K.; Grimm, V., (2019). Agricultural landscape generators for simulation models: A review of existing solutions and an outline of future directions. *Ecological Modelling*, 393: 135-151. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.12.010>
- Le Page, C., (2017). *Simulation multi-agent interactive: engager des populations locales dans la modélisation des socio-écosystèmes pour stimuler l'apprentissage social*. HDR. Université Pierre et Marie Curie, Montpellier, France. 126. <https://agritrop.cirad.fr/583938/>
- Levins, R., (1966). The strategy of model building in population biology. *American Scientist*, 54 (4): 421-431. <http://www.jstor.org/stable/27836590>
- Lopes, C., (2007). *Dynamique d'un système hôte-parasitoïde en environnement spatialement hétérogène et lutte biologique Application au puceron Aphis gossypii et au parasitoïde Lysiphlebus testaceipes en serre de melons*. AgroParisTech. <https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00003399>
- Lopes, C.; Spataro, T.; Arditi, R., (2010). Comparison of spatially implicit and explicit approaches to model plant infestation by insect pests. *Ecological Complexity*, 7 (1): 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.03.006>
- Martin, E.A.; Reineking, B.; Seo, B.; Steffan-Dewenter, I., (2013). Natural enemy interactions constrain pest control in complex agricultural landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110 (14): 5534-5539. <https://www.pnas.org/doi/abs/10.1073/pnas.1215725110>
- Martinet, V.; Roques, L., (2022). An ecological-economic model of land-use decisions, agricultural production and biocontrol. *Royal Society Open Science*, 9 (10): 16. <https://doi.org/10.1098/rsos.220169>
- Massol, F.; Gravel, D.; Mouquet, N.; Cadotte, M.W.; Fukami, T.; Leibold, M.A., (2011). Linking community and ecosystem dynamics through spatial ecology. *Ecology Letters*, 14 (3): 313-323. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01588.x>
- Massol, F., (2013). A framework to compare theoretical predictions on trait evolution in temporally varying environments under different life cycles. *Ecological Complexity*, 16: 9-19. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2012.05.004>
- Massol, F.; Petit, S., (2013). Interaction Networks in Agricultural Landscape Mosaics. In: Woodward, G.; Bohan, D.A., eds. *Advances in Ecological Research, Vol 49: Ecological Networks in an Agricultural World*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Ecological Research), 291-338. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-420002-9.00005-6>
- Mentuda, C.Q., (2022). *Modélisation mathématique de l'invasion des ravageurs et application à la lutte contre les maladies transmises par les ravageurs aux Philippines*. Université de Picardie Jules Verne, Amiens. <https://www.theses.fr/s248675>
- Meunier, C.; Alletto, L.; Bedoussac, L.; Bergez, J.E.; Casadebaig, P.; Constantin, J.; Gaudio, N.; Mahmoud, R.; Aubertot, J.N.; Celette, F.; Guinet, M.; Jeuffroy, M.H.; Robin, M.H.; Mediène, S.; Fontaine, L.; Nicolardot, B.; Pelzer, E.; Souchere, V.; Voisin, A.S.; Rosies, B.; Casagrande, M.; Martin, G., (2022). A modelling chain combining soft and hard models to assess a bundle of ecosystem services provided by a diversity of cereal-legume intercrops. *European Journal of Agronomy*, 132: 13. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2021.126412>
- Monteith, J.L., (1965). Evaporation and environment. *Symposia of the society for experimental biology*. Cambridge: Cambridge University Press (CUP), 205-234.
- Murray, J.D., (2002). I. An Introduction. *Mathematical Biology*. 551. <https://doi.org/10.1007/b98868>
- Nathan, R.; Klein, E.; Robledo-Arnuncio, J.J.; Revilla, E., (2012). *Dispersal kernels: review*. New York: Oxford Univ Press (*Dispersal Ecology and Evolution*). <https://doi.org/>

- Ntahimpera, N.; Ellis, M.A.; Wilson, L.L.; Madden, L.V., (1998). Effects of a cover crop on splash dispersal of *Colletotrichum acutatum* conidia. *Phytopathology*, 88 (6): 536-543. <https://doi.org/10.1094/phyto.1998.88.6.536>
- Onstad, D.W.; Spencer, J.L.; Guse, C.A.; Levine, E.; Isard, S.A., (2001). Modeling evolution of behavioral resistance by an insect to crop rotation. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 100 (2): 195-201. <https://doi.org/10.1046/j.1570-7458.2001.00864.x>
- Otten, W.; Filipe, J.A.N.; Gilligan, C.A., (2005). Damping-off epidemics, contact structure, and disease transmission in mixed-species populations. *Ecology*, 86 (7): 1948-1957. <https://doi.org/10.1890/04-1122>
- Papaix, J.; Goyeau, H.; Du Cheyron, P.; Monod, H.; Lannou, C., (2011). Influence of cultivated landscape composition on variety resistance: an assessment based on wheat leaf rust epidemics. *New Phytologist*, 191 (4): 1095-1107. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03764.x>
- Papaix, J.; Adamczyk-Chauvat, K.; Bouvier, A.; Kieu, K.; Touzeau, S.; Lannou, C.; Monod, H., (2014). Pathogen population dynamics in agricultural landscapes: The Ddal modelling framework. *Infection Genetics and Evolution*, 27: 509-520. <https://doi.org/10.1016/j.meegid.2014.01.022>
- Papaix, J.; Soubeyrand, S.; Bonnefon, O.; Walker, E.; Louvrier, J.; Klein, E.; Roques, L., (2022). Inferring Mechanistic Models in Spatial Ecology Using a Mechanistic-Statistical Approach. *Statistical Approaches for Hidden Variables in Ecology*. 69-95. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/9781119902799.ch4>
- Paredes, D.; Rosenheim, J.A.; Chaplin-Kramer, R.; Winter, S.; Karp, D.S., (2020). Landscape simplification increases vineyard pest outbreaks and insecticide use. *Ecology Letters*, 24 (1): 73-83. <https://doi.org/10.1111/ele.13622>
- Peng, B.; Guan, K.Y.; Tang, J.Y.; Ainsworth, E.A.; Asseng, S.; Bernacchi, C.J.; Cooper, M.; Delucia, E.H.; Elliott, J.W.; Ewert, F.; Grant, R.F.; Gustafson, D.I.; Hammer, G.L.; Jin, Z.N.; Jones, J.W.; Kimm, H.; Lawrence, D.M.; Li, Y.; Lombardozzi, D.L.; Marshall-Colon, A.; Messina, C.D.; Ort, D.R.; Schnable, J.C.; Vallejos, C.E.; Wu, A.; Yin, X.Y.; Zhou, W., (2020). Towards a multiscale crop modelling framework for climate change adaptation assessment. *Nature Plants*, 6 (4): 338-348. <https://doi.org/10.1038/s41477-020-0625-3>
- Perennes, M.; Diekotter, T.; Hoffmann, H.; Martin, E.A.; Schroder, B.; Burkhard, B., (2023). Modelling potential natural pest control ecosystem services provided by arthropods in agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 342: 15. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108250>
- Poggi, S.; Papaix, J.; Lavigne, C.; Angevin, F.; Le Ber, F.; Parisey, N.; Ricci, B.; Vinatier, F.; Wohlfahrt, J., (2018). Issues and challenges in landscape models for agriculture: from the representation of agroecosystems to the design of management strategies. *Landscape Ecology*, 33 (10): 1679-1690. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0699-8>
- Railsback, S.F.; Johnson, M.D., (2014). Effects of land use on bird populations and pest control services on coffee farms. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111 (16): 6109-6114. <https://doi.org/10.1073/pnas.1320957111>
- Raissi, M.; Perdikaris, P.; Karniadakis, G.E., (2019). Physics-informed neural networks: A deep learning framework for solving forward and inverse problems involving nonlinear partial differential equations. *Journal of Computational Physics*, 378: 686-707. <https://doi.org/10.1016/j.jcp.2018.10.045>
- Richter, O., (2008). Modelling dispersal of populations and genetic information by finite element methods. *Environmental Modelling & Software*, 23 (2): 206-214. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2007.06.001>
- Rimbaud, L.; Papaix, J.; Barrett, L.G.; Burdon, J.J.; Thrall, P.H., (2018). Mosaics, mixtures, rotations or pyramiding: What is the optimal strategy to deploy major gene resistance? *Evolutionary Applications*, 11 (10): 1791-1810. <https://doi.org/10.1111/eva.12681>
- Rimbaud, L.; Fabre, F.; Papaix, J.; Moury, B.; Lannou, C.; Barrett, L.G.; Thrall, P.H., (2021). Models of Plant Resistance Deployment. In: Leach, J.E.; Lindow, S.E., eds. *Annual Review of Phytopathology, Vol 59, 2021*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Phytopathology), 125-152. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-020620-122134>
- Roger-Estrade, J.; Colbach, N.; Leterme, P.; Richard, G.; Caneill, J., (2001). Modelling vertical and lateral weed seed movements during mouldboard ploughing with a skim-coulter. *Soil & Tillage Research*, 63 (1-2): 35-49. [https://doi.org/10.1016/s0167-1987\(01\)00229-x](https://doi.org/10.1016/s0167-1987(01)00229-x)
- Roques, L., (2013). *Modèles de réaction-diffusion pour l'écologie spatiale*. Versailles (France): Editions Quae. <https://www.quae.com/produit/1208/9782759221097/modeles-de-reaction-diffusion-pour-l-ecologie-spatiale>

- Roques, L.; Walker, E.; Franck, P.; Soubeyrand, S.; Klein, E.K., (2016). Using genetic data to estimate diffusion rates in heterogeneous landscapes. *Journal of Mathematical Biology*, 73 (2): 397-422. <https://doi.org/10.1007/s00285-015-0954-4>
- Roques, L.; Desbiez, C.; Berthier, K.; Soubeyrand, S.; Walker, E.; Klein, E.K.; Garnier, J.; Moury, B.; Papaïx, J., (2021). Emerging strains of watermelon mosaic virus in Southeastern France: model-based estimation of the dates and places of introduction. *Scientific Reports*, 11 (1): 7058. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-86314-y>
- Roques, L.; Soubeyrand, S., (2023). Les invasions biologiques à la lumière des modèles. In: Lannou, C.; Rasplus, J.-Y.; Soubeyrand, S.; Gautier, M.; Rossi, J.-P., eds. *Crises sanitaires en agriculture : les espèces invasives sous surveillance*. 1ère édition ed. Versailles: Editions Quae (Savoir faire) 11, 167-186. <https://www.quae.com/produit/1749/9782759234837/crises-sanitaires-en-agriculture>
- Rosenheim, J.A.; Cluff, E.; Lippey, M.K.; Cass, B.N.; Paredes, D.; Parsa, S.; Karp, D.S.; Chaplin-Kramer, R., (2022). Increasing crop field size does not consistently exacerbate insect pest problems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119 (37): e2208813119. <https://www.pnas.org/doi/abs/10.1073/pnas.2208813119>
- Rouabah, A.; Meiss, H.; Villerd, J.; Lasserre-Joulin, F.; Tosser, V.; Chabert, A.; Therond, O., (2022). Predicting the abundances of aphids and their natural enemies in cereal crops: Machine-learning versus linear models. *Biological Control*, 169: 104866. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1049964422000317>
- Rusch, A.; Chaplin-Kramer, R.; Gardiner, M.M.; Hawro, V.; Holland, J.; Landis, D.; Thies, C.; Tschardtke, T.; Weisser, W.W.; Winqvist, C.; Woltz, M.; Bommarco, R., (2016). Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 221: 198-204. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.039>
- Rykiel, E.J., (1996). Testing ecological models: The meaning of validation. *Ecological Modelling*, 90 (3): 229-244. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(95\)00152-2](https://doi.org/10.1016/0304-3800(95)00152-2)
- Sapoukhina, N.; Durel, C.E.; Le Cam, B., (2009). Spatial deployment of gene-for-gene resistance governs evolution and spread of pathogen populations. *Theoretical Ecology*, 2 (4): 229-238. <https://doi.org/10.1007/s12080-009-0045-5>
- Savary, S.; Teng, P.S.; Willocquet, L.; Nutter, F.W., (2006). Quantification and Modeling of Crop Losses: A Review of Purposes. *Annual Review of Phytopathology*, 44 (1): 89-112. <https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.44.070505.143342>
- Savary, S.; Nelson, A.D.; Djurle, A.; Esker, P.D.; Sparks, A.; Amorim, L.; Bergamin, A.; Caffi, T.; Castilla, N.; Garrett, K.; McRoberts, N.; Rossi, V.; Yuen, J.; Willocquet, L., (2018). Concepts, approaches, and avenues for modelling crop health and crop losses. *European Journal of Agronomy*, 100: 4-18. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.04.003>
- Shigesada, N.; Kawasaki, K., (1997). *Biological Invasions : Theory and Practice*. Oxford: OUP Oxford University Press (*Oxford Series in Ecology and Evolution (OSEE)*), 220 p.
- Spitters, C.J.T., (1983). An alternative approach to the analysis of mixed cropping experiments.1. estimation of competition effects. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 31 (1): 1-11.
- Stratonovitch, P.; Elias, J.; Denholm, I.; Slater, R.; Semenov, M.A., (2014). An Individual-Based Model of the Evolution of Pesticide Resistance in Heterogeneous Environments: Control of *Meligethes aeneus* Population in Oilseed Rape Crops. *Plos One*, 9 (12): 24. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0115631>
- Sun, Z.L.; Lorscheid, I.; Millington, J.D.; Lauf, S.; Magliocca, N.R.; Groeneveld, J.; Balbi, S.; Nolzen, H.; Muller, B.; Schulze, J.; Buchmann, C.M., (2016). Simple or complicated agent-based models? A complicated issue. *Environmental Modelling & Software*, 86: 56-67. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.09.006>
- Szalai, M.; Kiss, J.; Kover, S.; Toepfer, S., (2014). Simulating crop rotation strategies with a spatiotemporal lattice model to improve legislation for the management of the maize pest *Diabrotica virgifera virgifera*. *Agricultural Systems*, 124: 39-50. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.10.009>
- Tixier, P.; Peyrard, N.; Aubertot, J.N.; Gaba, S.; Radoszycki, J.; Caron-Lormier, G.; Vinatier, F.; Mollot, G.; Sabbadin, R., (2013). Modelling Interaction Networks for Enhanced Ecosystem Services in Agroecosystems. In: Woodward, G.; Bohan, D.A., eds. *Advances in Ecological Research, Vol 49: Ecological Networks in an Agricultural World*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Ecological Research), 437-480. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-420002-9.00007-x>

- Tyson, R.; Thistlewood, H.; Judd, G.J.R., (2007). Modelling dispersal of sterile male codling moths, *Cydia pomonella*, across orchard boundaries. *Ecological Modelling*, 205 (1-2): 1-12.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.12.038>
- Vanselow, A.; Wiczorek, S.; Feudel, U., (2019). When very slow is too fast - collapse of a predator-prey system. *Journal of Theoretical Biology*, 479: 64-72. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2019.07.008>
- Vinatier, F.; Tixier, P.; Duyck, P.F.; Lescourret, F., (2011). Factors and mechanisms explaining spatial heterogeneity: a review of methods for insect populations. *Methods in Ecology and Evolution*, 2 (1): 11-22.
<https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2010.00059.x>
- Voinov, A.; Shugart, H.H., (2013). 'Integronsters', integral and integrated modeling. *Environmental Modelling & Software*, 39: 149-158. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.05.014>
- Willocquet, L.; Savary, S.; Fernandez, L.; Elazegui, F.A.; Castilla, N.; Zhu, D.; Tang, Q.; Huang, S.; Lin, X.; Singh, H.M.; Srivastava, R.K., (2002). Structure and validation of RICEPEST, a production situation-driven, crop growth model simulating rice yield response to multiple pest injuries for tropical Asia. *Ecological Modelling*, 153 (3): 247-268.
[https://doi.org/10.1016/s0304-3800\(02\)00014-5](https://doi.org/10.1016/s0304-3800(02)00014-5)
- Willocquet, L.; Aubertot, J.N.; Lebard, S.; Robert, C.; Lannou, C.; Savary, S., (2008). Simulating multiple pest damage in varying winter wheat production situations. *Field Crops Research*, 107 (1): 12-28.
<https://doi.org/10.1016/j.fcr.2007.12.013>
- Yakob, L.; Kiss, I.Z.; Bonsall, M.B., (2008). A network approach to modeling population aggregation and genetic control of pest insects. *Theoretical Population Biology*, 74 (4): 324-331.
<https://doi.org/10.1016/j.tpb.2008.09.003>
- Zamberletti, P.; Papaix, J.; Gabriel, E.; Opitz, T., (2022). Understanding complex spatial dynamics from mechanistic models through spatio-temporal point processes. *Ecography*, 2022 (5): 12. <https://doi.org/10.1111/ecog.05956>
- Zhu, Y.Y.; Chen, H.R.; Fan, J.H.; Wang, Y.Y.; Li, Y.; Chen, J.B.; Fan, J.X.; Yang, S.S.; Hu, L.P.; Leung, H.; Mew, T.W.; Teng, P.S.; Wang, Z.H.; Mundt, C.C., (2000). Genetic diversity and disease control in rice. *Nature*, 406 (6797): 718-722.
<https://doi.org/10.1038/35021046>

Annexe 4-1. Composantes de mots-clefs utilisées pour constituer le corpus bibliographique

Composante « Modélisation »

model OR models OR modeli* OR simulat* OR algorithm* OR computation* OR program OR programs

Composante « Milieu agricole »

crop\$ OR agro* OR agri* OR "cultiv* field\$" OR "cultiv* plant\$" OR "cultiv* vegeta*" OR cereal\$ OR wheat OR barley OR oat\$ OR rape OR maize OR corn OR fruit\$ OR vegetable\$ OR orchard\$ OR vine* OR rice OR sorghum OR millet OR rye OR triticales OR fonio OR potato* OR beet OR beetroot\$ OR "sugar cane" OR sugarcane OR oilcrop\$ OR "oil crop\$" OR oleaginous OR soy\$bean* OR soya* OR sunflower\$ OR pea OR peas OR "faba bean*" OR lupin\$ OR alfalfa

Composante « Diversification »

("variet* mixture*" OR "variet* blend*" OR "mixture* of variet*" OR "mix* variet*" OR "associat* variet*" OR "variet* associat*" OR "variet* blend*" OR "associat* of variet*" OR "richness of variet*" OR "variet* divers*" OR "variet* richness*" OR "within field* mixture*" OR "intrafield* mixture*" OR "within field* diversification*" OR "intrafield* diversification*" OR "within field* heterogene*" OR "intrafield* heterogene*" OR "within field* richness*" OR "intrafield* richness*" OR "open pollinated variet*" OR "cultivar* mixture*" OR "cultivar* blend*" OR "mixture* of cultivar*" OR "mix* cultivar*" OR "associat* cultivar*" OR "cultivar* associat*" OR "cultivar* blend*" OR "associat* of cultivar*" OR "richness of cultivar*" OR "cultivar* divers*" OR "cultivar* richness*" OR "open pollinated cultivar*" OR "genotype* mixture*" OR "genotype* blend*" OR "mixture* of genotype*" OR "mix* genotype*" OR "associat* genotype*" OR "genotype* associat*" OR "genotype* blend*" OR "associat* of genotype*" OR "richness of genotype*" OR "genotype* divers*" OR "genotype* richness*" OR "open pollinated genotype*" OR "multiline cultivar\$" OR ("crop mixture\$" NOT "cover crop") OR "plant\$ interspecific" OR "interspecific plant\$")

OR ("substitutive design\$" OR "replacement design\$" OR "additive design\$" OR "plant species blend*" OR "plant species richness" OR "plant species composition" OR "associational resistance" OR "associational susceptibility" OR "crop* mixture\$" OR "crop* blend\$" OR "mixture* of crop\$" OR "mixed crop\$" OR "associated crop\$" OR "association* of crop\$" OR "cultivated species mixture\$" OR "cultivated species blend\$" OR "mixture\$ of cultivated species" OR "crop* heterogen*" OR "crop* richness" OR "richness of crop\$" OR "companion plant\$" OR "companion crop\$" OR "trap plant\$" OR "trap crop\$" OR "service plant\$" OR "service crop\$" OR agroforest*)

OR ("relay intercrop*" OR "relay-strip intercrop*" OR "sowing design\$" OR "plantation design\$" OR "plant* arrangement\$" OR "spatio-temporal arrangement\$" OR "substitutive design\$" OR "replacement design\$" OR "additive design\$" OR "beetle bank\$" OR "sown strip\$" OR "flower strip\$" OR alley\$ OR "hedge row\$" OR hedgerow\$ OR "margin strip\$" OR "band pattern\$" OR "strip pattern\$" OR "row pattern\$" OR "mix pattern\$" OR "field margin\$" OR "field border\$" OR "border plant\$")

OR ("crop rotation\$" OR "crop sequence\$" OR "continuous crop*" OR intercrop* OR "multiple crop*" OR monocrop* OR "catch crop\$" OR "cover crop\$" OR "relay crop*" OR "living mulch*" OR "green manure\$" OR fallow\$)

OR ("crop composition\$" OR "crop divers*" OR "cultivar divers*" OR "variet* divers*" OR "genet* divers*" OR "cultivar heterogene*" OR "variet* heterogene*" OR "richness of variet*" OR "variet* richness*" OR "richness of cultivar*" OR "cultivar* divers*" OR "cultivar* richness*" OR "crop resist*" OR "variet* resist*" OR "resistance gene\$" OR "gene\$ of resistance" OR "resistance manag*" OR "manag* of resistance" OR "resistance durability") AND (landscape\$ OR region* OR territor* OR "between field\$" OR "agro ecosystem\$" OR agroecosystem\$ OR agrosystem\$ OR interface\$ OR "large scale\$" OR neighbo\$r*)

OR ("plot\$ size*" OR "plot\$ shape*" OR "field\$ size*" OR "field\$ shape*" OR patch* OR "spatial configuration\$" OR "spatial organi?ation\$" OR "spatial heterogene*" OR "landscape composition\$" OR "landscape fragmentation\$" OR "landscape complexit*" OR "land* pattern\$" OR "landscape arrangement\$" OR "landscape disposition\$" OR "landscape heterogene*" OR "landscape divers*" OR "landscape speciali?ation\$" OR "perimeter area ratio" OR "genotype unit area" OR mosaic\$) AND (landscape\$ OR region* OR territor* OR "between field\$" OR "agro ecosystem\$" OR agroecosystem\$ OR agrosystem\$ OR interface\$ OR "large scale\$" OR neighbo\$r*)

OR ("isolated tree\$" OR "grass strip\$" OR hedge* OR "dry stone terrace\$" OR "low stone wall\$" OR ditch\$ OR embankment\$ OR pond\$ OR watercourse\$ OR "wet area\$" OR "riparian woodland\$" OR "woods" OR "woody area\$" OR forest\$ OR pasture\$ OR grassland\$) OR ("semi natural" OR seminatural OR "natural vegetat*" OR "non crop*" OR noncrop* OR uncrop* OR "green infrastructure\$" OR "blue infrastructure\$") OR ("green belt\$" OR "blue belt\$" OR "green corridor\$" OR "blue corridor\$" OR "ecological corridor\$" OR "spatial continuity" OR ((landscape\$ OR habitat\$) NEAR/4 connectivity))

Composante « Régulation naturelle »

"pest reduc*" OR "pest regul*" OR "pest control*" OR "pest manag*" OR "pest eradicat*" OR "pest suppr*" OR "weed reduc*" OR "weed regul*" OR "weed control*" OR "weed manag*" OR "weed eradicat*" OR "weed suppr*" OR "insect reduc*" OR "insect regul*" OR "insect control*" OR "insect manag*" OR "insect eradicat*" OR "insect suppr*" OR "disease reduc*" OR "disease regul*" OR "disease control*" OR "disease manag*" OR "disease eradicat*" OR "disease suppr*" OR "pathogen reduc*" OR "pathogen regul*" OR "pathogen control*" OR "pathogen manag*" OR "pathogen eradicat*" OR "pathogen suppr*" OR "biological control*" OR biocontrol*

Composante « Bioagresseurs »

pest\$ OR "insect herbivor*" OR "parasitic plant\$" OR Orobanche OR broomrape OR "broom-rape" OR cuscuta OR dodder OR striga OR witchweed OR nematod* OR pathogen* OR disease* OR epidem* OR weed\$ OR "farmland plant\$" OR "arable plant\$" OR "segetal plant\$" OR "spontaneous veget* cover" OR herbivor* OR phytophagous OR entomophagous

Composante « Ennemis naturels »

"natural enem*" OR auxiliar* OR "beneficia* organ*" OR "beneficia* microorgan*" OR "beneficia* arthropod*" OR "beneficia* insect*" OR "beneficia* fung*" OR "beneficia* bact*" OR "beneficia* nemato*" OR "beneficia* plant\$" OR parasitoid\$ OR "top down control" OR "avian insectivory" OR predator* OR "biological control agent\$"

Liste des journaux de modélisation

ACTA BIOTHEOR	J BIOL DYNAM	MATH MODEL NAT PHENO
AM NAT	J BIOL SYST	MATH MODEL NAT PHENO
B MATH BIOL	J COMPUT BIOL	METHODS ECOL EVOL
BIOMETRICAL J	J MATH BIOL	NONLINEAR ANAL-MODEL
BIOMETRICS	J MATH PURE APPL	NONLINEAR ANAL-REAL
BIOMETRIKA	J THEOR BIOL	NONLINEARITY
BIostatISTICS	LANDSCAPE ECOL	P ROY SOC A-MATH PHY
BIOSYSTEMS	MATH BIOSCI	PLOS COMPUT BIOL
COMPUT MATH METHOD M	MATH BIOSCI ENG	SIAM J APPL MATH
ECOL COMPLEX	MATH MED BIOL	THEOR BIOL MED MODEL
ECOL MODEL	MATH MOD METH APPL S	THEOR BIOSCI
J AGR BIOL ENVIR ST	MATH MODEL ANAL	THEOR POPUL BIOL

Annexe 4-2. Liste des 75 modèles considérés dans le corpus, et références bibliographiques associées

Nom du modèle	Références associées	DOI ou ISBN
Alomysys	Colbach et al. 2000	https://doi.org/10.1614/0043-1745(2000)048[0366:SATSOW]2.0.CO;2
	Colbach et al. 2006	https://doi.org/10.1016/j.eja.2005.07.001
	Colbach et al. 2010a	https://doi.org/10.1016/j.eja.2009.11.005
	Colbach et al. 2010b	http://dx.doi.org/10.1051/ocl.2010.0331
Atallah et al.	Atallah et al. 2018	https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.08.002
Banks et al.	Banks et al. 2020	https://doi.org/10.1111/afe.12354
Bargues-Ribera et Gokhale	Bargues-Ribera et Gokhale 2020	https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1007546
Benjamin et al.	Benjamin et al. 2008	https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.07.008
Bianchi et Van der Werf	Bianchi et Van der Werf 2003	https://doi.org/10.1603/0046-225X-32.6.1290
	Bianchi et Van der Werf 2004	https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.08.003
Blumenthal et Nicholas	Blumenthal et Nicholas 2001	https://doi.org/10.1614/0043-1745(2001)049[0509:WIFMAS]2.0.CO;2
Bourhis et al.	Bourhis et al. 2017	https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.03.005
COSMOS	Vinatier et al. 2009	https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.06.023
	Vinatier et al. 2011a	https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.005
	Vinatier et al. 2011b	https://hal.inrae.fr/hal-02644369
Crowder et al.	Crowder et al. 2005	https://doi.org/10.1093/jeq/98.2.534
	Crowder et Onstad 2005	https://doi.org/10.1093/jeq/98.2.518
Davis et al.	Davis et al. 2003	https://doi.org/10.1614/P2002-133C
	Davis et al. 2004	https://doi.org/10.1890/02-5385
Djidjou-Demasse et al.	Djidjou-Demasse et al. 2017	https://doi.org/10.1111/nph.14701
Evers et Bastiaans	Evers et Bastiaans, 2016	https://doi.org/10.1007/s10265-016-0807-2
Fabre et al.	Fabre et al. 2012	https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.04019.x
Florsys	Colbach et al. 2011	http://dx.doi.org/10.1051/ocl.2011.0360
	Colbach et al. 2013	https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.09.019
	Colbach et al. 2014	https://doi.org/10.1111/wre.12112
	Colbach et al. 2018	https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.09.005
	Colbach et al. 2021	https://doi.org/10.1016/j.eja.2021.126318
	Gardarin et al. 2012	https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.05.004
	Munier-Jolain et al. 2014	https://doi.org/10.1016/j.fcr.2013.09.018
	Pointurier et al. 2019	https://doi.org/10.1016/j.eja.2021.126368
	Pointurier et al. 2021	https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109376
Foragescape	Collard et al. 2018	https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.09.026
Garcia et al.	Garcia et al. 2014	http://dx.doi.org/10.1007/s10980-014-0073-4
	Garcia et al. 2020	https://doi.org/10.1186/s40462-020-00198-7
Gigot et al.	Gigot et al. 2014	https://doi.org/10.1093/aob/mcu098
Gonzalez-Andujar et Fernandez-Quintanilla	Gonzalez-Andujar et Fernandez-Quintanilla 1993	https://doi.org/10.1016/0261-2194(93)90126-4
	Gonzalez-Andujar et Fernandez-Quintanilla 2003	https://doi.org/doi:10.1016/j.cropro.2003.12.007
Gonzalez-Dias et al.	Gonzalez-Dias et al. 2012	https://doi.org/10.1890/11-1079.1
Halley et al.	Halley et al. 1996	https://doi.org/10.2307/2404978
Hamback et al.	Hamback et al. 2014	https://doi.org/10.1890/13-0793.1
Hannunen	Hannunen 2005	https://doi.org/10.1111/j.1461-9555.2005.00237.x
Hillier et Birch	Hillier et Birch 2002	https://doi.org/10.1006/itbi.2002.3141
Holden et al.	Holden et al. 2012	https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02137.x
Holt	Holt 2002	https://doi.org/10.1046/j.1365-3059.1999.00360.x
	Holt et Chancellor 2003	https://doi.org/10.1046/j.1365-3059.1997.d01-36.x
INTERCOM	Baumann et al. 2002a	https://doi.org/10.2134/agronj2002.7340
	Baumann et al. 2002b	https://doi.org/10.1016/S0308-521X(01)00084-1
	Kropf et Van Laar 1993	ISBN 9780851987453
	Schnieders et al. 1999	ISBN 90-5808-009-9
IPSIM	Robin et al. 2013	https://doi.org/10.1371/journal.pone.0075829

Jeger et al.	Jeger et al. 1981	https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.1981.tb00752.x
Jonsson et al.	Jonsson et al. 2014	https://doi.org/10.1111/2041-210X.12149
Jordan et al.	Jordan et al. 1995	https://doi.org/10.2307/2445585
Kaplan et Lewis	Kaplan et Lewis 2015	https://doi.org/10.1002/ps.3779
Le Gal et al.	Le Gal et al. 2020	https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108912
Lo Iacono et al. (1)	Lo Iacono et al. 2012	https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2012.03.033
Lo Iacono et al. (2)	Lo Iacono et al. 2013	https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1002870
Lo Pelzer et al.	Lo Pelzer et al. 2010	https://doi.org/10.1016/j.fcr.2010.04.007
Lof et Van der Werf (1)	Lof et Van der Werf 2017a	https://doi.org/10.1016/j.cropro.2016.11.031
Lof et Van der Werf (2)	Lof et Van der Werf 2017b	https://doi.org/10.1094/PHYTO-05-16-0207-R
Mikaberidze et al.	Mikaberidze et al. 2015	https://doi.org/10.1111/ppa.12321
Mosaic-Pest	Vinatier et al. 2012	https://doi.org/10.1007/s10980-012-9795-3
Onstad et al.	Onstad et al. 2003a	https://doi.org/10.1046/j.1570-7458.2001.00864.x
	Onstad et al. 2003b	https://doi.org/10.1093/jee/96.6.1872
Otten et al.	Otten et al. 2005	https://doi.org/10.1890/04-1122
Papaix et al. (1)	Papaix et al. 2014a	https://doi.org/10.1016/j.meegid.2014.01.022
Papaix et al. (2)	Papaix et al. 2014b	https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.04.014
Papaix et al. (3)	Papaix et al. 2018	https://doi.org/10.1111/eva.12570
PESTonFARM	Lux 2013	https://doi.org/10.1111/jen.12083
	Lux 2018	https://doi.org/10.3389/fphys.2017.01121
	Lux et al. 2016	https://doi.org/10.3389/fphys.2016.00363
Potgieter et al.	Potgieter et al. 2012	https://doi.org/10.5784/28-2-112
	Potgieter et al. 2013	https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.11.019
	Potgieter et al. 2015	https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.11.029
Railsback et Johnson	Railsback et Johnson 2011	https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.07.009
	Railsback et Johnson 2014	https://doi.org/10.1073/pnas.1320957111
Ricci et al.	Ricci et al. 2018	https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.06.029
RICEPEST	Willoquet et al. 2002	https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00014-5
Richter	Richter 2008	https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2007.06.001
Rimbaud et al. (1)	Rimbaud et al. 2018a	https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1006067
Rimbaud et al. (2)	Rimbaud et al. 2018b	https://doi.org/10.1111/eva.12681
Roitberg	Roitberg et Gillespie 2014	https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2014.02.002
	Roitberg et Mangel 1997	https://doi.org/10.2307/3546591
Sapoukhina et al. (1)	Sapoukhina et al. 2009	https://doi.org/10.1007/s12080-009-0045-5
Sapoukhina et al. (2)	Sapoukhina et al. 2010	https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.08.020
Sapoukhina et al. (3)	Sapoukhina et al. 2013	https://doi.org/10.1111/nph.12413
Skelsey et al.	Skelsey et al. 2012	https://doi.org/10.1094/PHYTO-06-09-0148
Skirvin	Skirvin 2004	https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.07.007
Smith et al.	Smith et al. 1997	https://doi.org/10.2307/2404884
	Smith et al. 2001	https://doi.org/10.1614/0043-1745(2001)049[0123:IMOIIA]2.0.CO;2
Spiesman et al.	Spiesman et al. 2020	https://doi.org/10.3390/land9120479
Suzuki et al.	Suzuki et al. 2011	https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2011.02.002
Szalai et al.	Szalai et al. 2014	http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2013.10.009
Thorbek et Topping	Thorbek et Topping 2005	https://doi.org/10.1007/s10526-004-1114-8
Tyson et al.	Tyson et al. 2007	https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.12.038
Van Mourik et al.	Van Mourik et al. 2008	https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2008.00638.x
Vidal et al.	Vidal et al. 2018	https://doi.org/10.1093/aob/mcy024
Vollhardt et al.	Vollhardt et al. 2010	https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2009.12.011
Watkinson-Powell et al.	Watkinson-Powell et al. 2020	https://doi.org/10.1094/PHYTO-07-19-0261-R
WHEATPEST	Willoquet et al. 2008	https://doi.org/10.1016/j.fcr.2007.12.013
Wingen et al.	Wingen et al. 2013	https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2012.02621.x
Xia et al.	Xia et al. 2018	https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2017.09.003
Xu (1)	Xu 2011	https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2011.02441.x
Xu (2)	Xu 2012	https://doi.org/10.1186/1472-6785-12-16
Xu et Ridout	Xu et Ridout. 2000	https://doi.org/10.1046/j.1365-3059.2000.t01-1-00444.x
Yakob et al.	Yakob et al. 2008	https://doi.org/10.1016/j.tpb.2008.09.003

Annexe 4-3. Récapitulatif des briques élémentaires représentées par chaque modèle

Vue d'ensemble des types de briques élémentaires représentées par chaque modèle

1 : brique représentée par le modèle ; 0 : brique non représentée par le modèle ; cases grisées : modèles non analysés dans leur intégralité.

Modèles	Structure de la composante végétale				Traits écologiques et biologiques des bioagresseurs et de leurs ennemis naturels					Traits de la plante cultivée	Interactions biotiques		Métriques de la régulation naturelle						
	Paysage	Parcelle	Plante et voisinage	Gène	Traits de dévelop ^t	Traits de dispersion	Traits de spécialisation	Traits génotypiques	Directes		Indirectes	Dégâts	Dommages	Rendement	Durabilité				
ALOMYSYS	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0
Blumenthal et Nicholas	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Davis <i>et al.</i>	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Evers et Bastiaans	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0
FLORSYS	1	1	1	1		1		1			1	1		1					
Gonzalez-Andujar et Fernandez-Quintanilla	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0
Gonzalez-Dias <i>et al.</i>	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
INTERCOM	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0
Jordan <i>et al.</i>	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Ricci <i>et al.</i>	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Smith <i>et al.</i>	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	0
Van Mourik <i>et al.</i>	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	0
Banks <i>et al.</i>	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0
Benjamin <i>et al.</i>	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Bianchi et Van der Werf	1	1	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0
Collard <i>et al.</i>	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Halley <i>et al.</i>						1		1											
Jonsson <i>et al.</i>	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	0
Kaplan et Lewis	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0
Le Gal <i>et al.</i>	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	0
Railsback et Johnson	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0
Skirvin	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Spiesman <i>et al.</i>	1	1	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0
Thorbek et Topping	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vollhardt <i>et al.</i>	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Atallah <i>et al.</i>	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0
Bourhis <i>et al.</i>	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
COSMOS	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0
Crowder <i>et al.</i>																			1
Garcia <i>et al.</i>	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Hamback <i>et al.</i>	1	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0
Hannunen	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Hillier et Birch	1	1	0	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	1
Holden <i>et al.</i>	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
MosaicPest	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0
Onstad <i>et al.</i>	1	1	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1
PestOnFarm	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	0
Potgieter <i>et al.</i>	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0
Richter	1	1	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1
Szalai <i>et al.</i>	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0
Tyson <i>et al.</i>	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Xia <i>et al.</i>	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0
Yakob <i>et al.</i>	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
RICEPEST															1	1			
WHEATPEST											1				1	1			
Bargues-Ribera et Gokhale	1		1	1		1		1											
Djidjou-Demasse <i>et al.</i>	1	1	0	0	1	1	1	1	0	1	0	1	1	0	1	1	1	0	1
Fabre <i>et al.</i>	1	1	0	0	1	1	1	0	0	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0
Gigot <i>et al.</i>	1	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Lo lacono <i>et al.</i> (1)	1	0	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Lo lacono <i>et al.</i> (2)						1		1											
Lof et van der Werf (1)	1	1	0	0	1	1	1	1	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	1
Papaix <i>et al.</i> (1)	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Papaix <i>et al.</i> (2)	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Rimbaud <i>et al.</i> (2)	1	1	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1
Sapoukhina <i>et al.</i> (1)	1	0	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1
Sapoukhina <i>et al.</i> (2)	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0
Sapoukhina <i>et al.</i> (3)	1	0	1	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0
Vidal <i>et al.</i>	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0
Xu (2)						1		1											
Xu et Ridout						1		1											

Représentation des briques élémentaires du maillon « Structure de la composante végétale » par les modèles

1 : brique représentée par le modèle ; 0 : brique non représentée par le modèle ; cases grisées : non examiné.

Briques Modèles	Structure de la composante végétale									
	Paysage		Parcelle		Plante et son voisinage				Gène	
	Config.	Compo.	Config.	Compo.	Structure du couvert	Structure du sol	Architecture pte cultivée	Microclimat	Génotype pte cultivée	
ALOMYSYS	0	0	0	0	0	1	0	1	0	
Atallah <i>et al.</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	
Banks <i>et al.</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
Bargues-Ribera et Gokhale			0	1		1				
Benjamin <i>et al.</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
Bianchi et Van der Werf	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
Blumenthal et Nicholas	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
Bourhis <i>et al.</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
Collard <i>et al.</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	
COSMOS	0	0	1	1	0	0	0	0	0	
Davis <i>et al.</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
Djidjou-Demasse <i>et al.</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	1	
Evers et Bastiaans	0	0	1	1	1	0	1	1	0	
Fabre <i>et al.</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	
FLORSYS	1	1	1	1	1	1				
Garcia <i>et al.</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	
Gigot <i>et al.</i>	0	0	1	1	1	0	1	0	1	
Gonzalez-Andujar	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
Gonzalez-Dias <i>et al.</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
Hamback <i>et al.</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	
Hannunen	0	0	1	1	0	0	0	0	0	
Hillier et Birch	0	1	0	0	0	0	0	0	1	
Holden <i>et al.</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	
INTERCOM	0	0	1	1	1	0	1	1	0	
Jonsson <i>et al.</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
Jordan <i>et al.</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
Kaplan et Lewis	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
Le Gal <i>et al.</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
Lo Iacono <i>et al.</i> (1)	0	0	0	1	0	0	0	0	1	
Lof et van der Werf (1)	1	1	0	0	0	0	0	0	1	
MosaicPest	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
Onstad <i>et al.</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
Papaix <i>et al.</i> (1)	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
Papaix <i>et al.</i> (2)	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
PestOnFarm	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
Potgieter <i>et al.</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	
Railsback et Johnson	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
Ricci <i>et al.</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
Richter	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
Rimbaud <i>et al.</i> (2)	1	1	0	0	0	0	0	0	1	
Sapoukhina <i>et al.</i> (1)	0	0	1	1	0	0	0	0	1	
Sapoukhina <i>et al.</i> (2)	0	0	1	1	0	0	0	0	0	
Sapoukhina <i>et al.</i> (3)	0	0	0	1	0	0	0	0	1	
Skirvin	0	0	0	0	1	0	1	0	0	
Smith <i>et al.</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
Spiesman <i>et al.</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
Szalai <i>et al.</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
Thorbek et Topping	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
Tyson <i>et al.</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
Van Mourik <i>et al.</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
Vidal <i>et al.</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0	
Vollhardt <i>et al.</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	
Xia <i>et al.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Yakob <i>et al.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	

Représentation des briques élémentaires du maillon « Traits des organismes » par les modèles

1 : brique représentée par le modèle ; 0 : brique non représentée par le modèle ; cases grisées : non examiné.

Briques	Traits écologiques et biologiques des bioagresseurs (BIOAG) et de leurs ennemis naturels (EN)								Traits de la plante cultivée
	Traits de dévelop ^t		Traits de dispersion		Traits de spécialisation		Traits génotypiques		
	BIOAG	EN	BIOAG	EN	BIOAG	EN	BIOAG	EN	
Modèles									
ALOMYSYS	1	0	1	0	0	0	0	0	1
Atallah <i>et al.</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Banks <i>et al.</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	1
Bargues-Ribera et Gokhale			1	0					
Benjamin <i>et al.</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Bianchi et Van der Werf	1	1	0	1	1	0	0	0	0
Blumenthal et Nicholas	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Bourhis <i>et al.</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Collard <i>et al.</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0
COSMOS	1	0	1	0	0	0	0	0	1
Davis <i>et al.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Djidjou-Demasse <i>et al.</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	0
Evers et Bastiaans	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Fabre <i>et al.</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0
FLORSYS			1	0					1
Garcia <i>et al.</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Gigot <i>et al.</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Gonzalez-Andujar	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Gonzalez-Dias <i>et al.</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Halley <i>et al.</i>			0	1					
Hamback <i>et al.</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Hannunen	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Hillier et Birch	1	0	1	0	0	0	1	0	0
Holden <i>et al.</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
INTERCOM	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Jonsson <i>et al.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Jordan <i>et al.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Kaplan et Lewis	1	1	1	1	0	0	0	0	0
Le Gal <i>et al.</i>	1	1	0	1	0	0	0	0	0
Lo Iacono <i>et al.</i> (1)	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Lo Iacono <i>et al.</i> (2)			1	0					
Lof et van der Werf (1)	1	0	1	0	0	0	1	0	0
MosaicPest	1	1	1	1	0	0	0	0	1
Onstad <i>et al.</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	0
Papaix <i>et al.</i> (1)	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Papaix <i>et al.</i> (2)	1	0	1	0	0	0	0	0	0
PestOnFarm	1	0	1	0	0	0	0	0	1
Potgieter <i>et al.</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	1
Railsback et Johnson	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Ricci <i>et al.</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Richter	1	0	1	0	0	0	1	0	0
Rimbaud <i>et al.</i> (2)	1	0	1	0	0	0	1	0	1
Sapoukhina <i>et al.</i> (1)	1	0	1	0	0	0	1	0	1
Sapoukhina <i>et al.</i> (2)	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Sapoukhina <i>et al.</i> (3)	1	0	1	0	0	0	0	0	1
Skirvin	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Smith <i>et al.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Spiesman <i>et al.</i>	1	1	1	1	1	0	0	0	0
Szalai <i>et al.</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Thorbek et Topping	1	1	0	1	0	0	0	0	0
Tyson <i>et al.</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Van Mourik <i>et al.</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Vidal <i>et al.</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	1
Vollhardt <i>et al.</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0
WHEATPEST									1
Xia <i>et al.</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	1
Xu (2)			1	0					
Xu et Ridout			1	0					
Yakob <i>et al.</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0

Représentation des briques élémentaires du maillon « Interactions biotiques » par les modèles

1 : brique représentée par le modèle ; 0 : brique non représentée par le modèle ; cases grisées : non examiné.

Modèles	Interactions biotiques					
	Interactions directes		Interactions indirectes			
	PC x BIOAG	Interactions génétiques	EN x BIOAG	PC x EN	PC x PC	entre BIOAG ou entre EN
ALOMYSYS	1	0	0	0	0	0
Atallah <i>et al.</i>	0	0	0	0	0	0
Banks <i>et al.</i>	1	0	1	0	0	1
Benjamin <i>et al.</i>	0	0	0	0	0	0
Bianchi et Van der Werf	0	0	1	0	0	0
Blumenthal et Nicholas	0	0	0	0	0	0
Bourhis <i>et al.</i>	0	0	0	0	0	0
Collard <i>et al.</i>	0	0	1	0	0	0
COSMOS	1	0	0	0	0	0
Davis <i>et al.</i>	0	0	0	0	0	0
Djidjou-Demasse <i>et al.</i>	0	1	0	0	0	0
Evers et Bastiaans	1	0	0	0	1	0
Fabre <i>et al.</i>	0	1	0	0	0	0
FLORSYS						1
Garcia <i>et al.</i>	0	0	0	0	0	0
Gigot <i>et al.</i>	0	0	0	0	0	0
Gonzalez-Andujar	0	0	0	0	0	0
Gonzalez-Dias <i>et al.</i>	0	0	0	0	0	0
Hamback <i>et al.</i>	1	0	0	0	1	0
Hannunen	0	0	0	0	0	0
Hillier et Birch	0	0	0	0	0	0
Holden <i>et al.</i>	0	0	0	0	0	0
INTERCOM	1	0	0	0	1	0
Jonsson <i>et al.</i>	0	0	1	0	0	1
Jordan <i>et al.</i>	0	0	0	0	0	0
Kaplan et Lewis	1	0	0	1	0	0
Le Gal <i>et al.</i>	0	0	1	0	0	0
Lo Iacono <i>et al.</i> (1)	0	0	0	0	0	0
Lof et van der Werf (1)	0	1	0	0	0	0
MosaicPest	0	0	1	0	0	0
Onstad <i>et al.</i>	0	0	0	0	0	0
Papaix <i>et al.</i> (1)	0	0	0	0	0	0
Papaix <i>et al.</i> (2)	0	0	0	0	0	0
PestOnFarm	0	0	0	0	0	0
Potgieter <i>et al.</i>	1	0	0	0	0	0
Railsback et Johnson	0	0	1	0	0	0
Ricci <i>et al.</i>	0	0	0	0	0	0
Richter	0	0	0	0	0	0
Rimbaud <i>et al.</i> (2)	0	1	0	0	0	0
Sapoukhina <i>et al.</i> (1)	1	1	0	0	0	0
Sapoukhina <i>et al.</i> (2)	1	0	0	0	0	0
Sapoukhina <i>et al.</i> (3)	1	1	0	0	0	0
Skirvin	0	0	0	1	0	0
Smith <i>et al.</i>	0	0	1	0	0	0
Spiesman <i>et al.</i>	0	0	1	0	0	0
Szalai <i>et al.</i>	0	0	0	0	0	0
Thorbek et Topping	0	0	0	0	0	0
Tyson <i>et al.</i>	0	0	0	0	0	0
Van Mourik <i>et al.</i>	1	0	0	0	0	0
Vidal <i>et al.</i>	0	0	0	0	0	0
Vollhardt <i>et al.</i>	0	0	1	1	0	0
Xia <i>et al.</i>	1	0	1	0	0	1
Yakob <i>et al.</i>	0	0	0	0	0	0

Représentation des briques élémentaires du maillon « Métriques de la régulation naturelle » par les modèles

1 : brique représentée par le modèle ; 0 : brique non représentée par le modèle ; cases grisées : non examiné.

Briques Modèles	Métriques de la régulation naturelle			
	Dégâts (et proxys)	Dommages	Rendement	Durabilité
ALOMYSYS	1	0	0	0
Atallah <i>et al.</i>	1	1	1	0
Banks <i>et al.</i>	1	0	0	0
Benjamin <i>et al.</i>	1	0	0	0
Bianchi et Van der Werf	1	0	0	0
Blumenthal et Nicholas	1	0	0	0
Bourhis <i>et al.</i>	1	0	0	0
Collard <i>et al.</i>	0	0	0	0
COSMOS	1	0	0	0
Crowder <i>et al.</i>				1
Davis <i>et al.</i>	0	0	0	0
Djidjou-Demasse <i>et al.</i>	1	1	0	1
Evers et Bastiaans	1	1	1	0
Fabre <i>et al.</i>	1	1	0	0
Garcia <i>et al.</i>	1	0	0	0
Gigot <i>et al.</i>	1	0	0	0
Gonzalez-Andujar	1	1	1	0
Gonzalez-Dias <i>et al.</i>	1	0	0	0
Hamback <i>et al.</i>	1	0	0	0
Hannunen	1	0	0	0
Hillier et Birch	0	1	1	1
Holden <i>et al.</i>	1	0	0	0
INTERCOM	1	1	1	0
Jonsson <i>et al.</i>	1	1	1	0
Jordan <i>et al.</i>	1	0	0	0
Kaplan et Lewis	1	0	0	0
Le Gal <i>et al.</i>	1	1	1	0
Lo lacono <i>et al.</i> (1)	0	0	0	1
Lof et van der Werf (1)	0	0	0	1
MosaicPest	1	0	0	0
Onstad <i>et al.</i>	0	0	0	1
Papaix <i>et al.</i> (1)	1	0	0	0
Papaix <i>et al.</i> (2)	1	0	0	0
PestOnFarm	1	1	1	0
Potgieter <i>et al.</i>	1	0	0	0
Railsback et Johnson	1	0	0	0
RICEPEST	1			
Ricci <i>et al.</i>	1	0	0	0
Richter	1	0	0	1
Rimbaud <i>et al.</i> (2)	1	0	0	1
Sapoukhina <i>et al.</i> (1)	1	0	0	1
Sapoukhina <i>et al.</i> (2)	1	0	0	0
Sapoukhina <i>et al.</i> (3)	1	0	0	0
Skirvin	0	0	0	0
Smith <i>et al.</i>	1	1	1	0
Spiesman <i>et al.</i>	1	0	0	0
Szalai <i>et al.</i>	1	1	0	0
Thorbek et Topping	0	0	0	0
Tyson <i>et al.</i>	0	0	0	0
Van Mourik <i>et al.</i>	1	1	1	0
Vidal <i>et al.</i>	1	0	0	0
Vollhardt <i>et al.</i>	1	0	0	0
WHEATPEST	1			
Xia <i>et al.</i>	1	0	0	0
Yakob <i>et al.</i>	1	0	0	0

Chapitre 5.

Liens entre diversité végétale, biodiversité associée, fourniture de services écosystémiques et production agricole

Auteurs : Audrey Alignier, Virginie Ravigné, Adrien Rusch

Sommaire

Introduction	692
5.1. Méthodologie des deux méta-synthèses mobilisées dans ce chapitre	695
5.1.1. Constitution des corpus.....	695
5.1.2. Gestion des biais méthodologiques	695
5.1.3. Les modes de diversification végétale explorés dans les méta-synthèses.....	696
5.1.4. Les contextes géographiques et pédoclimatiques de la bibliographie primaire des méta-synthèses	700
5.2. Liens entre diversité végétale et biodiversité associée	701
5.3. Effets de la diversité végétale sur la fourniture de services écosystémiques	701
5.3.1. Mélanges de variétés	703
5.3.2. Agroforesterie	703
5.3.3. Couverts d'interculture	703
5.3.4. Cultures associées ou en relai et plantes compagnes	703
5.3.5. Rotations	704
5.3.6. Eléments non cultivés.....	704
5.4. Liens entre diversité végétale et production végétale	705
5.4.1. Lien entre diversité végétale et rendement	705
5.4.2. Lien entre diversité végétale et autres aspects de la production végétale.....	706
5.5. Interactions entre services écosystémiques associés à la diversité végétale.....	709
5.6. Conclusion.....	711
5.6.1. Les caractéristiques du corpus bibliographique	711
5.6.2. Des liens très majoritairement positifs entre la diversité végétale et la biodiversité et différents services écosystémiques	712
5.6.3. Des modes de diversification plus ou moins intéressants vis-à-vis de la biodiversité associée, de la fourniture de SE et de la production végétale	713
5.6.4. Les principales priorités de recherche pour développer des stratégies de diversification à la fois productives et multi-SE	714
Bibliographie.....	715
Annexe 5-1. Requêtes utilisées pour compléter le corpus des deux méta-synthèses	717

Introduction

Outre ses effets sur la régulation naturelle des bioagresseurs – synthétisés dans le chapitre 3 –, le niveau de diversité végétale des écosystèmes agricoles est susceptible d'affecter l'ensemble de la biodiversité située et circulant au sein des paysages agricoles, ainsi que la fourniture de nombreux autres services écosystémiques (SE). Pour rappel, les SE sont définis dans cette ESCo en cohérence avec le cadre conceptuel de l'étude « EFESE-écosystèmes agricoles » (Tibi et Therond, 2017) : il s'agit des composantes de l'écosystème (processus écologiques, éléments de structure) exploitables par l'Homme (moyennant le plus souvent la mise en œuvre de certaines pratiques et la mobilisation de connaissances) dans le but d'améliorer son bien-être. Certains SE bénéficient directement à l'agriculteur car ils jouent le rôle de facteurs de production (substitués, dans le cadre des systèmes de cultures dits « conventionnels », par l'usage d'intrants) : outre la régulation naturelle des bioagresseurs, c'est le cas par exemple de la fourniture de nutriments par le sol aux plantes cultivées, du stockage-restitution de l'eau aux plantes cultivées ou encore de la pollinisation des plantes cultivées. D'autres bénéficient plus largement à la société dans son ensemble, tels que le stockage de carbone, l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre ou encore les services culturels et récréatifs (Tableau 5-1). Selon cette conceptualisation, la production agricole n'est pas considérée comme un SE mais comme la résultante des interactions entre certains SE de régulation et de pratiques agricoles dont l'usage d'intrants (apports d'engrais et de pesticides, irrigation, travail du sol, etc.).

Tableau 5-1. Principaux services rendus par les écosystèmes agricoles et bénéfiques qu'en retirent les agriculteurs et la société dans son ensemble

Source : adapté de l'étude Inra « EFESE-écosystèmes agricoles » (Tibi et Therond, 2017)

Les bénéfices tirés de l'exploitation des SE sont exprimés en relatif d'une situation d'agriculture conventionnelle reposant sur l'utilisation d'intrants de synthèse comme clef de voute. La société dans son ensemble bénéficie indirectement de certains SE du fait de la modification du comportement de l'agriculteur (ajustement de ses pratiques) lorsque ce dernier bénéficie directement de ces SE. Les bénéficiaires et bénéfices directs sont soulignés, les bénéficiaires et bénéfices indirects sont indiqués en italique.

Service écosystémique	Bénéfices retirés par l'agriculteur	Bénéfices retirés par la société
Régulation des organismes bioagresseurs des cultures	<u>Protection du rendement ;</u> <u>Réduction du recours aux pratiques de lutte contre les bioagresseurs (pesticides, désherbage mécanique, lâchers de prédateurs...)</u>	<i>Réduction des pollutions liées à l'usage des pesticides</i>
Pollinisation des espèces cultivées	<u>Augmentation et stabilisation du rendement ;</u> <u>Réduction du recours à des dispositifs de pollinisation (par exemple la location de ruches)</u>	
Fourniture de nutriments aux plantes cultivées	<u>Réduction de la quantité de nutriments à apporter (engrais minéraux et organiques)</u>	<i>Réduction des pollutions liées à l'usage des engrais</i>
Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées	<u>Réduction de la quantité d'eau à apporter (irrigation)</u>	<i>Réduction des déficits en eau liés à l'irrigation</i>
Structuration du sol	<u>Réduction du travail du sol</u>	
Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion	<u>Préservation du potentiel agronomique de la situation de production</u>	Réduction des coulées boueuses
Stockage et restitution de l'eau bleue ¹		Préservation de la quantité et de la qualité de l'eau bleue (permettant ses usages domestiques, industriels, agricoles, de loisir)
Régulation de la qualité de l'eau		
Régulation du climat (stockage de C et atténuation des GES)		Conservation des conditions actuelles de vie et d'activité humaine
Potentiel récréatif		Possibilité de réaliser des activités récréatives de plein air

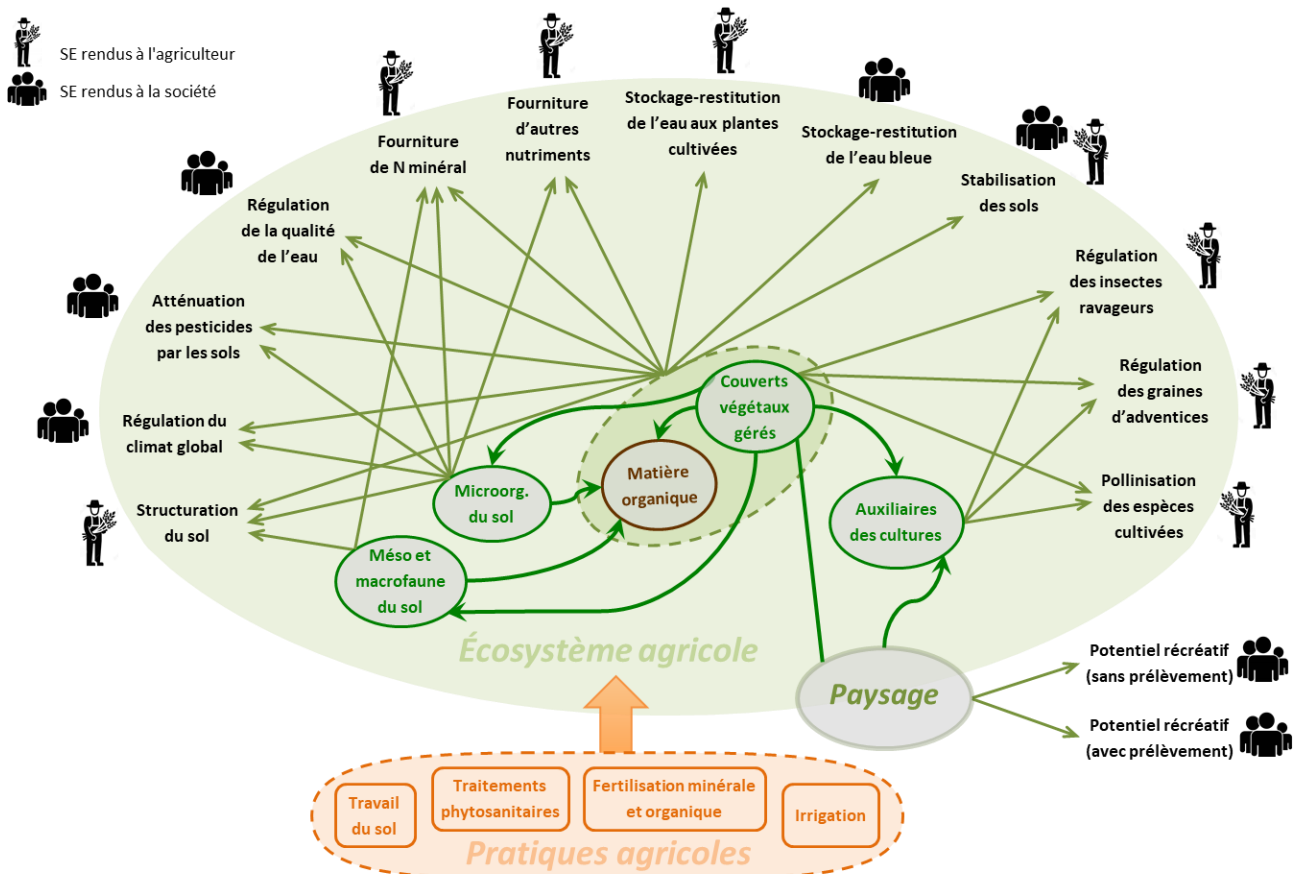
¹ Eau présente dans les cours d'eau, les lacs, les aquifères ou les réservoirs.

Parmi les différentes caractéristiques et composantes des écosystèmes/paysages agricoles, la composition, la configuration spatiale de la végétation et leur dynamique temporelle sont des caractéristiques fondamentales, qui apparaissent comme centrales dans la fourniture de nombreux services écosystémiques (Tibi et Therond, 2017). De façon directe (de par sa présence) ainsi que plus indirectement *via* son action sur la matière organique des sols et les autres composantes de la biodiversité, la diversité végétale sous-tend en effet le stockage et la restitution de l'eau, la fourniture de nutriments par le sol aux plantes cultivées, le stockage de carbone, l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre ou encore la pollinisation (Figure 5-1). Ces différents effets de la diversité végétale contribuent ensemble à forger le rendement (quantité, qualité) et sa stabilité.

Figure 5-1. Relations entre les principales composantes clés de la biodiversité déterminant le niveau de fourniture de différents services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles
 Source : étude EFESE-écosystèmes agricoles (Inra, 2017).

Cette figure est une représentation graphique simplifiée des relations entre les principales composantes de la biodiversité des écosystèmes agricoles et les services écosystémiques instruits dans l'étude Inra « EFESE-écosystèmes agricoles » (en vert). Les quatre principaux types de pratiques agricoles permettant d'agir sur les composantes de l'écosystème sont également représentés (en orange).

Les principales relations entre composantes de la biodiversité sont représentées. Les boucles de rétroactions (*feedbacks*) des services vers les composantes de la biodiversité ne sont pas représentées ici. Seuls les services analysés dans l'étude EFESE-écosystèmes agricoles sont représentés, d'où l'absence de certains autres services tels que la régulation des maladies des cultures.



Objectif du chapitre et stratégie d'analyse

Comme indiqué dans l'introduction générale du rapport, un des objectifs de l'ESCO est de fournir un éclairage sur les synergies et antagonismes existants entre, d'une part, les liens entre diversité végétale et régulation naturelle des bioagresseurs et, d'autre part, entre diversité végétale, biodiversité associée et fourniture d'autres services écosystémiques. Les liens entre diversité végétale des parcelles et paysages agricoles d'une part et

services écosystémiques et biodiversité d'autre part, pourraient faire l'objet d'une expertise collective à part entière. Le but de ce chapitre n'est pas d'analyser ces liens de façon systématique, ni d'en expliciter les mécanismes. Ici nous décrivons les corrélations observées dans la littérature scientifique entre diversité végétale et biodiversité et/ou services écosystémiques. Pour ce faire, **le choix a été fait de circonscrire le corpus bibliographique aux travaux de synthèse existants, en donnant la priorité aux synthèses quantitatives**. Le chapitre est donc d'abord structuré autour d'une analyse approfondie des résultats de deux méta-synthèses récentes (Beillouin *et al.*, 2021 ; Tamburini *et al.*, 2020), qui couvrent avec une ampleur inédite la littérature scientifique sur les liens entre diversité végétale, biodiversité et services écosystémiques, et fournissent des éléments sur la corrélation entre diversité végétale et niveau de production végétale (caractérisée notamment par le rendement). Ces méta-synthèses consistent en des méta-analyses de méta-analyses (méta-analyses de second ordre). En complément, nous avons procédé à une interrogation systématique de la base « Web of Science » (voir détail en Annexe 5-1) afin d'identifier des méta-analyses pertinentes ne figurant pas dans la bibliographie des deux méta-synthèses (soit parce qu'elles n'étaient pas assez nombreuses sur une modalité de diversification végétale donnée pour faire l'objet d'une synthèse de leurs résultats, soit parce que les SE ou les modalités de diversification végétale considérés dans ces méta-analyses ne faisaient pas partie du périmètre des méta-synthèses). Cette interrogation bibliographique complémentaire a également permis de collecter des articles de synthèses non-quantitatives (*reviews*) permettant de consolider et/ou compléter la discussion concernant notamment des SE non traités par les deux méta-synthèses et les méta-analyses complémentaires. L'ensemble de ces données permet de renseigner une matrice de liens entre les différents modes de diversification et la biodiversité associée, une gamme de SE et la production agricole.

5.1. Méthodologie des deux méta-synthèses mobilisées dans ce chapitre

Une méta-synthèse est une méta-analyse de méta-analyses, ou méta-analyse de second ordre (Schmidt et Oh, 2013). Dans cette partie, nous nous intéressons aux choix méthodologiques de Beillouin *et al.* (2021) et Tamburini *et al.* (2020).

5.1.1. Constitution des corpus

Beillouin *et al.* (2021) travaillent sur une base de données de 95 méta-analyses qui couvrent 5 156 expériences représentant plus de 54 500 comparaisons entre situations diversifiées et non diversifiées, sans restriction sur la date de publication. Tamburini *et al.* (2020) ont d'abord réalisé une revue systématique de 98 méta-analyses, puis ont réalisé l'analyse statistique de 69 d'entre elles, ces dernières couvrant 5 160 études primaires qui rassemblent presque 42 000 comparaisons. Ces deux équipes ont constitué leurs bases de données de façon indépendante en commençant par une recherche bibliographique complète (Web of Science, Google Scholar, auxquels Beillouin *et al.* (2021) ont ajouté CAB abstract, Greenfile, Environment Complete Database, Agricola) ciblant un certain nombre de modalités de diversification végétale et un certain nombre de services écosystémiques (décrits ci-après).

5.1.2. Gestion des biais méthodologiques

Les deux équipes d'auteurs ont eu une réflexion sur la **référence** par rapport à laquelle la taille d'effet² des différentes modalités de diversification est calculée. Parmi les études de base, n'ont été conservées que celles qui présentaient une comparaison entre une situation diversifiée et un contrôle dit « moins diversifié ». Ce contrôle est représenté par le système de culture dominant (en termes de superficie dans l'entité géographique considéré) c'est-à-dire un ensemble de pratiques agricoles classiques en agriculture conventionnelle ou typiques de la région ou de la culture considérée. Les comparaisons avec un écosystème naturel ou les transitions vers ou depuis un état naturel n'ont pas été conservées. Pour Tamburini *et al.*, les pratiques basées sur la diversité végétale intra-parcellaire (comme les cultures inter-rangs, les rotations...) sont opposées à la culture pure. L'usage de plantes de couverture est opposé à la friche. Les pratiques de diversification basées sur les éléments semi-naturels (ESN) sont comparés à des paysages simples (avec peu d'ESN et/ou des grandes parcelles), avec des bordures non plantées, des prairies non arborées et une gestion intensive des inter-rangs. De façon un peu différente, Beillouin *et al.* ont conservé uniquement les études établissant une comparaison entre une parcelle diversifiée et une parcelle témoin adjacente.

Les deux équipes d'auteurs ont géré différemment la variabilité de **qualité** des méta-analyses, la **redondance** entre les corpus des méta-analyses et la **corrélation** entre variables.

Tamburini *et al.* ont systématiquement exclu les analyses ne passant pas leur filtre de qualité (liste complète des études de base, calculs de tailles d'effets explicites) ainsi que les méta-analyses dont les études de base étaient un sous-ensemble d'une méta-analyse plus récente. Ils ont également calculé des pourcentages d'études partagées par paire de méta-analyses et exclu les méta-analyses présentant plus de 30% d'études en commun avec une méta-analyse plus récente sur les mêmes variables (deux méta-analyses partageant plus de 30% d'études mais étudiant des variables différentes sont conservées). Afin de réduire la redondance entre variables, les auteurs ont sélectionné dans ces analyses des variables *a priori* peu corrélées. Par exemple, si les quantités de carbone total et de carbone du sol sont données, seules les quantités de carbone de sol sont conservées pour l'analyse des tailles d'effet. Si une même variable est mesurée à différents points dans l'espace, par exemple la teneur en matière organique mesurée à différentes profondeurs de sol, une seule de ces mesures (la plus pertinente pour la production agricole) est conservée (par exemple, la matière organique du sol mesurée entre

² En statistiques, la taille d'effet mesure la force du lien entre deux variables ou groupes de variables.

0 et 30 cm de profondeur). Enfin, la taille de l'échantillon a été prise en compte dans tous les modèles, ce qui a permis d'accorder une plus grande importance aux tailles d'effet basées sur un nombre plus élevé d'études primaires et de comparaisons.

Beillouin *et al.* ont calculé un indice de qualité pour chaque méta-analyse (en combinant 20 critères précis) et un indice de redondance par paire de méta-analyse, qu'ils ont ensuite utilisés comme pondération dans leur modèle statistique. Ainsi, le poids des études considérées comme « de moins bonne qualité » a été réduit. Du fait de cette stratégie plus inclusive, Beillouin *et al.* ont conservé plus de tailles d'effets que Tamburini *et al.*

5.1.3. Les modes de diversification végétale explorés dans les méta-synthèses

Les deux méta-synthèses s'intéressent aux effets d'un certain nombre de modalités de diversification agricole. La diversification agricole peut se définir comme l'ajout intentionnel de biodiversité fonctionnelle aux systèmes de culture à plusieurs échelles spatiales et/ou temporelles. Elle vise à régénérer les interactions biotiques qui sous-tendent les services écosystémiques et englobe une variété de pratiques comprenant la gestion des cultures, des éléments non cultivés, des sols et des paysages (Kremen et Miles, 2012). Ce concept de diversification agricole est plus large que celui de mode de diversification végétale tel que défini dans l'ESCo, car il comprend une plus large gamme de pratiques, notamment de gestion du sol. Dans ce qui suit, nous présentons les différentes modalités de diversification végétale étudiées dans les deux méta-synthèses et leur correspondance avec les modes de diversification végétale de l'ESCo (et dont la typologie est présentée en section 3.1.1 du Chapitre 3).

Tamburini *et al.* opposent la diversification végétale liée aux éléments cultivés pris dans leur globalité à la diversification végétale liée aux éléments non cultivés, quelles que soient les échelles spatiales et temporelles considérées. A l'inverse, Beillouin *et al.* abordent peu la composante non cultivée de la diversification végétale et considèrent la diversification de la végétation cultivée selon une classification détaillée. Compte tenu des angles adoptés dans ces deux méta-synthèses, celle de Beillouin *et al.* a été utilisée pour analyser les liens entre diversité végétale cultivée, biodiversité associée et services écosystémiques, et celle de Tamburini *et al.* pour traiter des liens entre la diversification basée sur la végétation cultivée et la biodiversité et les services écosystémiques. Le Tableau 5-2 récapitule les modalités de diversification végétale considérées dans les deux méta-synthèses et leur correspondance avec la typologie adoptée dans le Chapitre 3.

Beillouin *et al.* proposent cinq modalités de diversification végétale : l'agroforesterie, les cultures de couverture (« *cover crop* »), les mélanges de variétés, les cultures associées ou en relai (« *intercropping* ») et les rotations. Ces catégories correspondent assez directement à la typologie des modes de diversification développée dans le Chapitre 3, mais pas systématiquement.

- **L'agroforesterie** repose sur l'inclusion de la végétation ligneuse, telle que les arbres et les arbustes, avec les cultures et/ou le bétail, de façon simultanée ou séquentielle sur une unité de gestion. Cette catégorie englobe les cultures en allées (« *alley cropping* »), les haies, les jachères améliorées, les systèmes multi-strates, les prairies-parcs (« *parklands* »), les systèmes de cultures pérennes sous ombrage, les systèmes sylvo-arables et sylvo-pastoraux. La majorité de ces modalités relève de la diversité interspécifique des cultures intra-parcellaire (section 3.3 du Chapitre 3). Il est à noter que Beillouin *et al.* considèrent les haies comme une déclinaison de l'agroforesterie. Dans l'ESCo, les haies relèvent du mode de diversification basé sur la composition et la configuration des ESN (section 3.7), et les jachères améliorées du mode de diversification basé sur la dynamique temporelle intra-parcellaire de la végétation cultivée (rotations – section 3.5). Enfin les systèmes sylvo-pastoraux ne relèvent pas de l'ESCo et les liens avec la biodiversité et la fourniture de SE de cette sous-modalité de diversification végétale ne sont donc pas détaillés dans ce chapitre.
- Les **cultures de couverture** sont basées sur l'inclusion de plantes cultivées à des fins agronomiques ou environnementales en plus de la culture principale, sur une unité de gestion. Cette catégorie regroupe les cultures de couverture et les bandes enherbées (« *grass-strip* »). Cette catégorie relève du mode de diversification basé sur la diversité interspécifique cultivée au sein des parcelles (section 3.3).
- Les **mélanges de variétés** sont définis comme l'inclusion de plusieurs cultivars de la même espèce sur une unité de gestion. Cette catégorie correspond à un mode de diversification à part entière dans la présente ESCo (section 3.2).

- Les **cultures associées ou en relai** désignent l'usage, simultanée ou en relais, de plusieurs types de cultures pendant une partie importante de leur cycle de croissance sur une unité (enherbement de l'inter-rang, les plantes en fleurs/push-pull, les cultures associées mixtes et en relai, la culture associée en bandes). Cette catégorie relève du mode de diversification basé sur la diversité interspécifique dans la parcelle pour les cultures ou ESN implantés (au moins partiellement au cours de leur cycle végétatif) en simultanée, et du type 9 pour les cultures successives.
- La **rotation** est définie comme la succession récurrente d'un ensemble de cultures sur une même unité de gestion. Cette catégorie correspond à un mode de diversification à part entière dans l'ESCO (section 3.5).

Chaque modalité de diversification des deux méta-synthèses rassemble donc plusieurs modes de diversification au sens de l'ESCO et inversement. La diversification de la végétation intra-parcellaire est un mode plutôt bien représenté dans les méta-synthèses (en particulier celle de Beillouin *et al.*). A l'inverse, certains modes de diversification de l'ESCO ne sont pas abordés. En particulier, la diversité inter-parcellaire de la végétation cultivée n'est pas représentée.

Chez Tamburini *et al.*, la diversité végétale liée aux éléments non cultivés correspond à des paysages complexes, à l'usage de bandes enherbées ou fleuries, à des parcelles de petite taille, à la présence de haies ou encore d'arbres dans les pâtures. Cette catégorie englobe les modes de diversification végétale relevant de la composition et de la configuration des éléments semi-naturels (ESN) présents dans les parcelles et paysages agricoles (section 3.7 du Chapitre 3). Ce sont donc les résultats de cette étude que nous détaillerons ci-après pour traiter des conséquences de la diversification végétale liée aux éléments non cultivés sur la biodiversité et les services écosystémiques. A noter que nous ne nous appuyons ici que sur 6 des 10 méta-analyses de cette catégorie, correspondant *in fine* à 15 tailles d'effet. En effet, les méta-analyses relatives à la gestion extensive de la végétation des inter-rangs, la présence de cultures pérennes (par exemple taillis à courte rotation) sont considérées hors cadre de cette ESCo.

Notons également que la bibliographie des méta-synthèses analysées dans ce chapitre est caractérisée par une forte asymétrie dans le nombre d'études disponibles sur les différentes modalités de diversification végétale. Ainsi, les mélanges interspécifiques au sein des parcelles sont explorés dans plusieurs de leurs dimensions (ie, cultures associées ou en relai, couverts d'interculture, agroforesterie), avec un niveau de détail particulièrement élevé au sujet de l'agroforesterie. En revanche, la diversité inter-parcellaire de la végétation cultivée n'est, quant à elle, pas représentée dans le corpus analysé ici. De façon intermédiaire, les mélanges variétaux et la diversification de la végétation non cultivée sont relativement peu étudiés sur le plan de leurs liens avec la biodiversité et les services écosystémiques.

Tableau 5-2. Modalités de diversification végétale considérées dans les méta-synthèses de Beillouin *et al.* (2021) et Tamburini *et al.* (2020)

Modalités de diversification	Définition	Sous-catégories considérées*	Correspondance avec la typologie de l'ESCO (section du Chapitre 3 correspondante)
Méta-synthèse de Beillouin <i>et al.</i> (2021)			
Mélange de variétés	Inclut la culture simultanée de plusieurs cultivars de la même espèce sur une unité de gestion des terres. Tous les cultivars sont récoltés. Les cultivars peuvent différer pour de nombreux caractères, notamment la résistance aux maladies ou les caractéristiques physiques, mais présentent suffisamment de similitudes pour être cultivés ensemble.	/	section 3.2
Agroforesterie	Inclut la végétation ligneuse, telle que des arbres et des arbustes, avec des cultures et/ou du bétail simultanément ou séquentiellement sur une unité de gestion des terres (parcelle). L'agroforesterie remplit trois conditions : i) au moins deux cultures interagissent biologiquement, ii) au moins une des espèces végétales est une plante pérenne ligneuse, et iii) au moins une des espèces végétales est gérée pour la production de fourrage, de cultures annuelles ou pérennes.	<ul style="list-style-type: none"> - Culture en allée : Espèces ligneuses (principalement des arbustes) à croissance rapide, généralement légumineuses, cultivées dans les champs de culture, généralement à des densités élevées. Les espèces ligneuses sont régulièrement taillées et les tailles sont utilisées comme paillis dans les allées comme source de matière organique et de nutriments. On les trouve généralement dans les régions tropicales. Parfois appelés "systèmes de cultures intercalaires". - Système séquentiel : Seul système agroforestier séquentiel considéré ici. Inclut les jachères améliorées et naturelles - Haies : Elles consistent en des plantations linéaires autour des champs. Elles comprennent également d des brise-vents et des clôtures vivantes. - Systèmes multistrates : Combinaisons à plusieurs étages d'un grand nombre d'arbres variés à haute densité, et de cultures pérennes et annuelles. Ils comprennent les jardins domestiques et les agroforêts. - Prairies-parcs : Cultures ou pâturages sous des arbres matures dispersés à faible densité. Typique des zones sèches comme le Sahel (par exemple, <i>Faidherbia albida</i>). - Systèmes de cultures pérennes sous ombrage : Culture d'espèces tolérantes à l'ombre comme le cacao et le café sous, ou entre, des arbres d'ombrage en surplomb qui peuvent être utilisés pour le bois d'œuvre ou d'autres produits arboricoles commerciaux. - Systèmes sylvo-arables : Espèces ligneuses plantées en rangées parallèles pour permettre la mécanisation et en cultures associées avec une culture annuelle ; généralement utilisées pour le bois d'œuvre (par exemple, <i>Juglans spp</i>), mais aussi pour le combustible (par exemple, <i>Populus spp</i>). La densité des arbres par hectare est généralement faible. Se trouve généralement dans les régions tempérées, mais pas exclusivement. - Systèmes sylvopastoraux : Espèces ligneuses plantées sur des prairies permanentes, souvent pâturées. 	<ul style="list-style-type: none"> section 3.3 section 3.5 section 3.7 section 3.3 section 3.3 section 3.3 section 3.3 Hors ESCo

Tableau 5-2 (suite). Modalités de diversification végétale considérées dans les méta-synthèses de Beillouin *et al.* (2021) et Tamburini *et al.* (2020)

Modalités de diversification	Définition	Sous-catégories considérées*	Correspondance avec la typologie de l'ESCO (section du Chapitre 3 correspondante)
Culture de couverture	Inclut des plantes cultivées à des fins agronomiques ou environnementales en plus de la culture principale sur une unité de gestion des terres (par exemple, pour gérer l'érosion des sols, la fertilité des sols, la qualité des sols, les adventices, les ravageurs, les maladies, la biodiversité ou le lessivage des nitrates). La plante associée peut être récoltée ou non, permanente ou non.	<ul style="list-style-type: none"> - Cultures de couverture : les plantes qui sont plantées dans les champs pour couvrir le sol plutôt que pour être récoltées. Les cultures de couverture peuvent être une culture de contre-saison plantée après la récolte de la culture commerciale. - Bandes enherbées : une infrastructure agroécologique formée par une couverture végétale linéaire 	<p>section 3.3 ou 3.5 selon la date de mise en place de ces couverts (pendant ou après le cycle de vie de la culture de rente)</p> <p>section 3.3</p>
Culture associée ou en relai et plantes compagnes	La culture simultanée ou en relai, sur une unité de gestion des terres, de plusieurs cultures (espèces différentes) pendant tout ou partie de leur cycle de croissance.	<ul style="list-style-type: none"> - Cultures mixtes : les plantes sont cultivées sans rangées distinctes, mais de manière ordonnée. - Cultures associées en relai : la plantation de la deuxième culture a lieu après que la première a fleuri ou terminé son développement ou juste avant la récolte. - Cultures associées en bandes : les différentes plantes sont cultivées en bandes, ce qui permet des interactions entre les cultures et une culture indépendante. - Plantes « push » et les plantes « pull » : des plantes sont semées dans les champs ou en bordure de champ pour une manipulation comportementale des bioagresseurs et de leurs ennemis naturels via l'intégration de stimuli qui agissent pour rendre la ressource protégée peu attrayante ou inadaptée aux bioagresseurs (push) tout en les attirant vers une source attractive (pull) d'où les bioagresseurs sont ensuite retirés (voir Cook <i>et al.</i>, 2006 pour plus de détails). - Enherbement inter-rang : un type particulier de culture de couverture, pour les plantations pérennes. L'inter-rang des cultures principales (par exemple, vignoble, vergers) est ensemencé avec des plantes à des fins de non-récolte. 	<p>section 3.3</p> <p>section 3.3</p> <p>section 3.3</p> <p>section 3.3</p> <p>section 3.3</p>
Rotation	Succession récurrente d'un ensemble de cultures sélectionnées sur une même unité de gestion des terres, chaque saison ou chaque année, selon un plan défini.		section 3.5
Méta-synthèse de Tamburini <i>et al.</i> (2020)			
Végétation non cultivée	Éléments non cultivés à l'intérieur ou autour du champ, ou dans le paysage environnant	<ul style="list-style-type: none"> - Complexité élevée du paysage (e.g. proportion élevée d'éléments non cultivés dans le paysage) - Bordures de champs diversifiées (e.g. bandes enherbées / bandes fleuries) - Longueur des bordures (végétation spontanée) approximée par la taille des parcelles - Gestion extensive de la végétation spontanée en inter-rang - Cultures pérennes (e.g. taillis à courte rotation) pour les biocombustibles - Arbres dans les pâturages 	<p>section 3.6</p> <p>section 3.7</p> <p>section 3.6</p> <p>Hors ESCo</p> <p>Hors ESCo</p> <p>section 3.7</p>

* Sauf exception (cas des 8 sous-catégories « agroforesteries » de Beillouin *et al.*), les sous-catégories considérées par les auteurs ne sont pas distinguées dans les analyses statistiques.

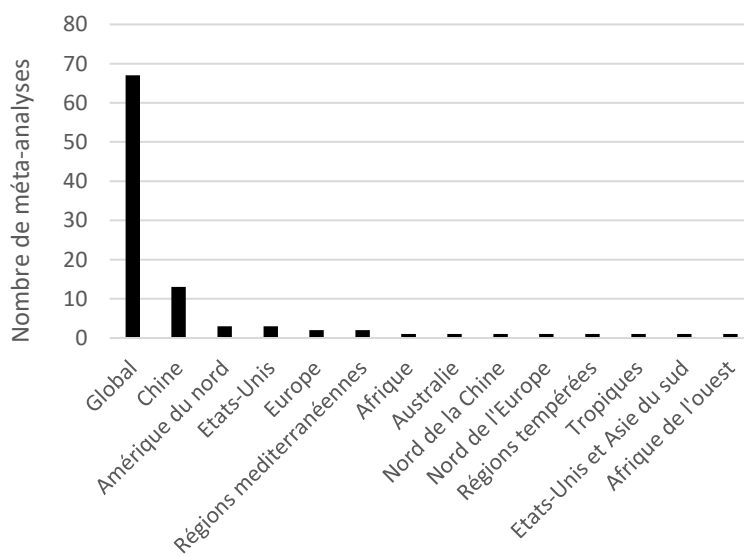
5.1.4. Les contextes géographiques et pédoclimatiques de la bibliographie primaire des méta-synthèses

Les deux méta-synthèses rassemblent chacune plus de 90 méta-analyses qui couvrent une diversité de contextes géographiques et pédoclimatiques.

La méta-synthèse de Beillouin *et al.* (2021) rassemble des méta-analyses dont les études primaires ont une origine géographique variable selon les modalités de diversification. Ainsi, les études primaires des méta-analyses traitant des cultures de couverture (« *cover crop* ») proviennent en majorité des Etats-Unis, d'Alaska, de Chine et d'Espagne. Les études primaires des méta-analyses traitant des cultures associées ou en relai (« *intercropping* ») ont pour origine principale la Chine, les Etats-Unis, l'Alaska et certains pays d'Afrique. Celles traitant des rotations proviennent majoritairement d'Amérique du Nord, d'Inde, de Chine et d'Australie. Les études portant sur l'agroforesterie ont pour origine l'Asie du Sud et certains pays d'Afrique. Enfin, les études portant sur les mélanges de variétés proviennent, en grande majorité, des Etats Unis, de Chine et d'Europe. Les études ayant pour origine géographique l'Afrique, l'Australie et les régions tropicales sont plutôt minoritaires.

La méta-synthèse de Tamburini *et al.* rassemble une grande majorité de méta-analyses conduites à l'échelle globale. Les autres méta-analyses primaires considérées dans cette méta-synthèse ont pour origine géographique la Chine, l'Amérique du Nord et l'Europe. L'Afrique, l'Australie et les régions tropicales sont bien moins représentées (Figure 5-2). Les 10 méta-analyses retenues pour traiter des effets de la diversification végétale liée aux éléments non cultivés couvrent l'échelle du monde.

Figure 5-2. Synthèse du nombre de méta-analyses primaires en fonction de l'origine géographique des études.
Source : d'après Tamburini *et al.* (2020).



5.2. Liens entre diversité végétale et biodiversité associée

Les deux méta-synthèses analysent le lien entre les modalités de diversification des couverts végétaux et la biodiversité. Beillouin *et al.* regroupent 14 méta-analyses soit 100 tailles d'effet en lien avec la biodiversité. Tamburini *et al.* rassemblent, quant à eux, 6 méta-analyses avec 4 tailles d'effet en lien avec la biodiversité.

Dans les deux cas, il s'agit de biodiversité associée aux agrosystèmes, c'est-à-dire la diversité d'organismes non cultivés. Ces organismes peuvent être ou non inféodés aux cultures et il est compliqué de séparer ces situations car les deux méta-synthèses donnent peu de détail sur les variables mesurant cette biodiversité. Beillouin *et al.* sous-catégorisent la biodiversité en grands groupes d'organismes (animaux, plantes, champignons bactéries), et les principales variables considérées dans les méta-analyses primaires sont l'abondance, la richesse, la biomasse et la diversité des organismes. Tamburini *et al.* distinguent des groupes d'organismes qui se rapprochent de groupes fonctionnels (plantes, oiseaux, vers de terre, fourmis, nématodes, pollinisateurs, vertébrés), pour lesquels les méta-analyses primaires considèrent majoritairement la richesse taxonomique et des indices de diversité.

Les résultats des deux méta-synthèses sont synthétisés dans le tableau 5-4. De manière générale, les différentes modalités de diversification végétale explorées ont un lien positif avec la biodiversité associée aux cultures.

Les analyses quantitatives de la littérature ne révèlent aucune corrélation entre les **mélanges variétaux** et la biodiversité associée.

L'**agroforesterie** est associée à une augmentation de 61% en moyenne de la biodiversité associée en comparaison de systèmes non-agroforestiers.

L'inclusion de **plantes de couverture** en plus de la culture principale est associée à une augmentation moyenne de 21% de la biodiversité associée. La synthèse de Lavergne *et al.* (2021) confirme ces résultats tout en soulignant le peu d'études sur la biodiversité souterraine (au profit de la biodiversité aérienne).

Les **cultures associées ou en relai** sont positivement associées à davantage de biodiversité, mais de façon plutôt faible puisque les analyses quantitatives rapportent une augmentation moyenne de 7% de la biodiversité. En particulier, Glaze-Corcoran *et al.* (2020) démontrent un lien positif entre cultures associées et biologie des sols, quel que soit le type de cultures associées (en rang, en bandes, en mélange ou en relai).

Les modalités de diversification basées sur la modification des **rotations** sont associées à une augmentation de 37% en moyenne de la biodiversité associée.

Les modalités de diversification basées sur les **éléments non-cultivés** sont positivement associées à une augmentation de la biodiversité.

5.3. Effets de la diversité végétale sur la fourniture de services écosystémiques

Les deux méta-synthèses considèrent de très nombreuses variables en guise d'indicateurs de la fourniture de services écosystémiques (SE) et les regroupent dans des catégories partiellement compatibles entre elles et avec la classification adoptée dans l'étude EFESÉ-écosystèmes agricoles (Tibi et Therond, 2017). A elles deux, les méta-synthèses abordent les catégories suivantes (voir aussi Tableau 5-3) :

- la régulation des bioagresseurs, qui concerne essentiellement l'abondance et/ou la diversité des insectes ravageurs, des adventices dans une moindre mesure, et des ennemis naturels chez Tamburini *et al.*, et l'ensemble des bioagresseurs (dont les maladies et les adventices) chez Beillouin *et al.* ;
- la contribution à l'atténuation du changement climatique, appréhendée sous l'angle des émissions de gaz à effet de serre par Beillouin *et al.*, à laquelle s'ajoute la séquestration du carbone (essentiellement dans le sol) chez Tamburini *et al.* ;

- la qualité des sols, vue sous l'angle de la fertilité dans Tamburini *et al.*, et par Beillouin *et al.* à l'aide d'un ensemble de variables traduisant la fertilité, la teneur en carbone des sols et la lixiviation ;
- la régulation de l'eau, qui confond chez Tamburini *et al.* les aspects quantitatifs et qualitatifs (vis-à-vis de la pollution par les pesticides et les nutriments), tandis que Beillouin *et al.* séparent ces deux aspects ;
- la pollinisation, traitée uniquement par Tamburini *et al.*

Les deux études intègrent par ailleurs chacune une (ou des) catégorie(s) de variables non prise(s) en compte chez l'autre. Par exemple, Tamburini *et al.* ont choisi de caractériser les effets sur le cycle des nutriments, intégrant en plus de données sur l'azote, des mesures de carbone organique, de potassium, de phosphore et de caractéristiques des communautés microbiennes des sols.

Il faut bien comprendre que ces catégories de services ne sont pas exclusives. Ce sont davantage des prismes d'analyses que de véritables classifications au sein desquelles on trouverait des services écosystémiques précisément définis. Ainsi, les deux études ne mettront pas exactement les mêmes variables derrière une même catégorie de services. Et même au sein d'une étude, une même variable peut participer à différentes catégories. Par exemple, chez Tamburini *et al.*, la concentration du sol en carbone organique renseigne à la fois la fertilité des sols et la séquestration du carbone.

Tableau 5-3. Synthèse des principales variables considérées par Tamburini *et al.* (2020) et Beillouin *et al.* (2021) pour caractériser la fourniture de services écosystémiques (SE). A noter que les deux méta-synthèses n'intègrent pas systématiquement les mêmes variables par catégorie de services.

Catégories de services	Variables principales	Etudes
Régulation naturelle des bioagresseurs	Ennemis naturels (abondance, diversité) Adventices (abondance, biomasse) Ravageurs (abondance, diversité) Dégâts Maladies Biocontrôle (taux de prédation, parasitisme, différence de taux d'accroissement)	Tamburini <i>et al.</i> Beillouin <i>et al.</i> Beillouin <i>et al.</i> Tamburini <i>et al.</i> Beillouin <i>et al.</i> Tamburini <i>et al.</i>
Pollinisation	Pollinisateurs (abondance, diversité) Pollinisation	Tamburini <i>et al.</i> Tamburini <i>et al.</i>
Qualité/fertilité des sols	Stockage de carbone Propriétés chimiques des sols Propriétés physiques des sols	Beillouin <i>et al.</i> ; Tamburini <i>et al.</i> Beillouin <i>et al.</i> ; Tamburini <i>et al.</i> Beillouin <i>et al.</i> ; Tamburini <i>et al.</i>
Régulation de l'eau	Réduction du lessivage des nutriments Contenu (teneur) de l'eau Réduction du ruissellement Réduction de l'érosion/perte de sédiment Infiltration / drainage	Beillouin <i>et al.</i> ; Tamburini <i>et al.</i> Beillouin <i>et al.</i> Beillouin <i>et al.</i> ; Tamburini <i>et al.</i> Beillouin <i>et al.</i> Beillouin <i>et al.</i>
Atténuation du changement climatique	Emission de GES (CO ₂ , CH ₄ , NO ₂ , NH ₃) Séquestration du carbone	Beillouin <i>et al.</i> ; Tamburini <i>et al.</i> Tamburini <i>et al.</i>

Nous détaillons ci-dessous les liens entre les différentes modalités de diversification végétale associée aux éléments cultivés ou aux éléments non-cultivés et la fourniture de services écosystémiques, informations récapitulées dans le Tableau 5-4. **Ce tableau de synthèse ne renseigne pas sur les synergies/antagonismes entre services ni même sur la fourniture de bouquets de services par une modalité de diversification donnée.** Il s'agit d'une juxtaposition de corrélations individuelles, estimées dans des situations de recherche différentes et des contextes agricoles et/ou pédoclimatiques contrastés. En ce sens, la juxtaposition de ces corrélations ne préjuge en rien de leur simultanéité. Ce tableau ne doit donc être lu que « colonne par colonne », et ne permet pas d'analyser les synergies ou les antagonismes entre bouquets de services associés à chacune des modalités de diversification végétale.

5.3.1. Mélanges de variétés

Dans l'état des connaissances actuelles, les mélanges de variétés représentent la modalité de diversification ayant le moins de lien avec la fourniture de services écosystémiques parmi les modalités évaluées ici. Les analyses quantitatives réalisées dans le cadre de la méta-synthèse de Beillouin *et al.* révèlent l'absence de lien significatif entre mélanges variétaux et **qualité des sols** ou avec le **stockage du carbone**. Il est à noter que la méta-synthèse de Beillouin *et al.* ne renseigne pas sur le lien entre mélanges variétaux et régulation naturelle des bioagresseurs.

5.3.2. Agroforesterie

Le corpus de connaissances identifié indique des liens forts et essentiellement positifs entre différentes modalités de diversification végétale regroupées dans la catégorie « agroforesterie » et certaines catégories de services. L'intégration de l'arbre dans les systèmes de production est associé à des augmentations moyennes de 59% des services de **régulation naturelle des insectes et des maladies**, de 19% pour la **qualité des sols**, de 87% de la **qualité des eaux** et de 19% du **stockage du carbone**. Les liens éventuels entre agroforesterie et pollinisation ne sont pas rapportés dans Beillouin *et al.* (2020). De manière générale, les travaux de synthèse traitant du lien entre agroforesterie et pollinisation sont moins nombreux mais semblent s'accorder sur le fait que l'agroforesterie serait globalement positivement associée aux pollinisateurs (augmentation des abondances) et à la **pollinisation** (Rosa-Schleich *et al.*, 2019 ; Staton *et al.*, 2019).

5.3.3. Couverts d'interculture

Les modalités de diversification basées sur les cultures de couverture sont également plutôt positivement associées à la fourniture de services écosystémiques. Le recours à des cultures de couverture est associé à une augmentation moyenne de 125% des services de régulation naturelle des insectes et des maladies, de 61% de la qualité de l'eau, de 13 % du stockage du carbone. Le lien positif des cultures de couverture avec le stockage de carbone est conforté par plusieurs autres travaux de synthèses (Rosa-Schleich *et al.*, 2019 ; Kocira *et al.*, 2020 ; Blanco-Canqui *et al.*, 2015, 2021). Par ailleurs, les analyses quantitatives démontrent des liens neutres (ou absence de lien) entre cultures de couverture et service de régulation des eaux, et des liens négatifs avec les émissions de gaz à effet de serre. En effet, il est estimé que le recours à des cultures de couverts serait associé à une augmentation moyenne de 29% des émissions de gaz à effet de serre. Cet effet sur les émissions de gaz à effet de serre proviendrait d'une émission de protoxyde d'azote plus important notamment liée à l'introduction de légumineuses comme plantes de couvertures, à l'incorporation des résidus des cultures de couverture dans les sols ou à une plus grande quantité de carbone minéralisable en présence d'un couvert végétal. Cependant, les effets multiples du climat, des pratiques agricoles ou des espèces de plantes cultivées sur l'émission de gaz à effet de serre restent encore largement mal connus. En particulier, le lien avec les émissions de gaz à effet de serre et le changement climatique reste à approfondir. Les résultats sur la qualité des sols sont, quant à eux, variables avec des effets neutres (absence de lien) des cultures de couverture (Florence et McGuire, 2020) ou positifs (Rosa-Schleich *et al.*, 2019 ; Blanco-Canqui, *et al.* 2015, 2021).

5.3.4. Cultures associées ou en relai et plantes compagnes

Les modalités de diversification basées sur des cultures associées ou en relai ont des liens essentiellement positifs avec la fourniture de services écosystémiques. Ainsi, la mise en place de cultures associées ou en relai est associée à une augmentation de 66% en moyenne de la **régulation naturelle des insectes ravageurs et des maladies**, de 11% de la **qualité de sols**, de 87% de la **qualité de l'eau**, de 13% du **stockage du carbone**. Les cultures associées ou en relai seraient également, dans certains cas, positivement associées à une meilleure **régulation de l'eau** (Rosa-Schleich, *et al.* 2019 ; Glaze-Corcoran *et al.*, 2020) et une **pollinisation** accrue (Rosa-Schleich *et al.*, 2019) bien qu'une fois encore, les cas d'études soient rares pour ce dernier service. En regard de ces effets positifs, Lithourgidis *et al.* (2011) relèvent la complexité de la mise en place de cultures intercalaires

performantes à la fois en termes de conception (choix des cultures et de leur agencement précis) et d'interventions culturales (notamment préparation des semis, installation des parcelles et récolte).

5.3.5. Rotations

Concernant les modalités de diversification basées sur la modification des rotations, les analyses quantitatives rapportent des liens ténus avec la **qualité des sols** ou le **stockage du carbone** avec des augmentations respectives de 5% et de 3% en moyenne mais aucun lien avec les **émissions de gaz à effet de serre** ou la **régulation de l'eau**. Enfin, les travaux de synthèse tendent à montrer un lien positif des rotations plus diversifiées avec la **régulation naturelle des bioagresseurs** (Rosa-Schleich *et al.*, 2019 ; Vanek, 2019 ; Kocira *et al.*, 2020). D'une manière générale, il est admis que l'effet des rotations sur différents services peut varier énormément en fonction du choix des cultures en rotation et en interaction forte avec la gestion du sol (Ball *et al.*, 2005 ; Cherr *et al.*, 2006).

5.3.6. Éléments non cultivés

Les modalités de diversification basées sur les éléments non-cultivés sont plutôt positivement corrélées à la fourniture de services écosystémiques. Aucune analyse quantitative à l'échelle globale n'est disponible pour cette modalité mais notre analyse des connaissances existantes (voir section 3.7 du Chapitre 3) et les articles de synthèse complémentaires montrent que les éléments non-cultivés sont quasi-systématiquement et positivement associés à une augmentation de la **régulation naturelle des insectes et des maladies**, la **qualité des sols**, le **stockage du carbone** et la **pollinisation** des cultures (Nicholls et Altieri, 2012 ; Vanek, 2019 ; Montgomery *et al.*, 2020). En revanche, la diversification basée sur des éléments non-cultivés se traduit par des effets neutres sur le cycle de **régulation de l'eau**, du fait, entre autres, des variations dans la topographie (longueur et force de la pente), des caractéristiques des sols, de l'intensité des pluies (Xiong *et al.*, 2018).

Au-delà des effets résumés ici et établis sur la base des connaissances actuellement disponibles, nous notons un **manque important de connaissances sur les liens entre modalités de diversification végétale et différents services écosystémiques**. Ainsi, très peu de travaux existent sur les liens entre au moins un des modes de diversification végétale et la **régulation des émissions de gaz à effet de serre**, la **pollinisation** des cultures ou la **fourniture de nutriments aux plantes cultivées** par les sols. Pour certains services écosystémiques, comme par exemple, la **régulation des nuisances sonores/olfactives** ou encore les **services culturels** (avec ou sans prélèvement de biomasse)³, les liens avec la diversification végétale ne sont simplement pas ou très peu documentés⁴. Par ailleurs, on note une forte asymétrie dans le nombre d'études disponibles sur les effets des modes de diversification végétale. En effet, la diversité interspécifique de la végétation au sein des parcelles est explorée dans plusieurs de ses dimensions (cultures intercalaires, cultures de couvert, agroforesterie), et l'une de ces dimensions, l'agroforesterie, est encore plus détaillée. A l'inverse, la diversité de la végétation cultivée à l'échelle du paysage (assolement) n'est pas vraiment explorée, et la diversité des éléments semi-naturels est faiblement couverte.

³ Les catégories de services citées ici sont issues de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles.

⁴ Tout du moins dans le corpus bibliographique examiné.

5.4. Liens entre diversité végétale et production végétale

Les aspects liés à la production végétale sont traités de façon différente dans les deux méta-synthèses. Tamburini *et al.* quantifient des effets sur une seule catégorie intitulée rendement des cultures (« *crop yield* ») qui regroupe trois variables de biomasse végétale (biomasse aérienne, biomasse souterraine et biomasse totale) et une variable dite de rendement. Au total, 87 situations correspondant à 50 méta-analyses contribuent à ces estimations d'effets. A l'inverse, Beillouin *et al.* différencient d'une part la production végétale avec 40 méta-analyses (examinant la production végétale que l'on peut associer au rendement), et d'autre part la rentabilité (avec des mesures de bénéfices/marges, revenus, prix/coût), la qualité des produits (mesurée en quantité de fibres et d'azote) et la stabilité du rendement, avec une à quatre méta-analyses pour chacune de ces catégories.

Des résultats quantitatifs ne sont disponibles que pour les quantités de biomasses produites (rendement) et beaucoup moins, voire jamais, sur la qualité organoleptique des produits, la stabilité des productions ou encore la rentabilité pour les exploitants agricoles qui sont pourtant des variables majeures.

5.4.1. Lien entre diversité végétale et rendement

Les analyses quantitatives issues de la méta-synthèse de Beillouin *et al.* montrent que les quantités de biomasses produites (rendement) augmentent de 35% en moyenne en lien avec les systèmes agroforestiers (cette estimation n'intégrant pas la production apportée par les arbres). Lorsqu'on détaille les effets de différentes formes d'agroforesterie, toutes sont positivement associées au rendement hormis les cultures sous ombrage. Dans une revue complémentaire sur la culture sous ombrage de café et de cacao, Tschardt *et al.* (2011) expliquent en effet que l'ombrage, qui favorise la croissance des jeunes plants de caféiers et de cacaoyers, ne permet pas d'atteindre un rendement maximal lorsque les arbres sont à maturité, mais préserve néanmoins les cultures des ravageurs. Autrement dit l'ombrage compromet le rendement à court terme mais le préserve à long terme.

Le recours à des **cultures de couverture** est associé une augmentation moyenne de 6% du rendement des cultures. Les analyses rapportent un lien positif marginal entre recours aux mélanges de variétés et rendement des cultures, estimé à + 2% en moyenne.

Les modalités de diversification basées sur des **cultures intercalaires** sont positivement associées et améliorent de 22% la production de biomasse des cultures. Cette observation est corroborée par une revue complémentaire (Lithourgidis *et al.* 2011) qui souligne que l'usage de cultures bien choisies (structure des racines, structure des canopées, taille et besoins nutritifs) permet d'exploiter finement et de façon très complémentaire les ressources disponibles dans une parcelle et donc accroît les rendements. En complément, Lithourgidis *et al.* 2011 signalent que les cultures associées céréales-pois auraient un effet bénéfique sur la qualité organoleptique des produits (meilleure qualité des fourrages), le revenu des agriculteurs (évalué au moyen d'un indice d'avantage monétaire) et la gestion des intrants (les céréales en culture intercalaire avec du pois – ce dernier fixant l'azote atmosphérique - ont besoin d'une plus faible quantité d'azote apportée pour produire la même quantité de matière sèche que les céréales en culture pure).

Les modalités de diversification basées sur la modification des **rotations** sont associées une augmentation de 16% en moyenne du rendement des cultures.

La diversification basée sur l'insertion d'**éléments non-cultivés** dans les parcelles ou le paysage ne semble pas lié au rendement des cultures. Cet effet neutre traduit des interactions complexes entre les effets facilitateurs (e.g. diminution de l'évaporation et du stress hydrique, amélioration des propriétés du sol, en particulier la disponibilité des nutriments à proximité des arbres), et compétitifs (par exemple, interception de la lumière et des précipitations) des éléments non-cultivés avec la culture (Rivest *et al.* 2013).

5.4.2. Lien entre diversité végétale et autres aspects de la production végétale

Concernant la **stabilité des rendements**, une seule méta-analyse primaire a été identifiée (Knapp *et al.* 2018) c'est pourquoi aucun résultat n'a pu être produit dans la méta-synthèse de Beillouin *et al.* De plus, cette méta-analyse primaire évalue la stabilité temporelle des rendements en comparant trois systèmes de cultures : l'agriculture biologique, l'agriculture de conservation et l'agriculture conventionnelle; elle est donc hors-cadre de la présente ESCo. Par ailleurs, différentes études primaires tendent à montrer que la diversification des rotations à l'échelles des systèmes de culture permet d'augmenter la stabilité des rendements (Gaudin *et al.*, 2015 ; Liu *et al.*, 2019). Par exemple Gaudin *et al.* (2015) démontrent que la diversification des rotations maïs-soja par des céréales à pailles notamment dans un essai longue durée augmente la stabilité des rendements et diminue la probabilité de mauvaises récoltes dues aux variabilités climatiques. Cependant, la nature des cultures introduites dans les rotations semble avoir plus d'importance que la diversité absolue. En outre, Renard *et al.* (2019) et Egli *et al.* (2021) démontrent également des effets bénéfiques de la diversification des cultures aux échelles nationales qui permettent de limiter la fréquence d'apparition des années à fortes pertes de récoltes et une plus grande stabilité temporelle des rendements moyens mesurés à l'échelle nationale.

Tableau 5-4. Liens de corrélation estimés par Beillouin *et al.* (2021) et Tamburini *et al.* (2020) entre les différentes modalités de diversification et (i) la biodiversité associée, (ii) divers services écosystémiques (dont la régulation naturelle des bioagresseurs), et (iii) la production agricole

Les informations rapportées sont de deux natures en fonction de leur origine : (i) Concernant les **modalités de diversification liée à la végétation cultivée**, les valeurs sont issues de Beillouin *et al.* (2021) et correspondent à la variation moyenne des tailles d'effet rapportées dans les méta-analyses primaires par rapport à la situation de référence (en %). Le cas échéant, les intervalles de confiance sont précisés entre []. Le nombre d'expérimentations primaires (n exp) considérées pour le calcul de cette taille d'effet est rapporté conjointement au nombre de tailles d'effet (nES). Les études portant sur des sous-catégories de l'agroforesterie étant peu nombreuses, seul l'effet est rapporté (%), sans intervalle de confiance. (ii) Concernant les **modalités de diversification liée à la végétation non cultivée**, les informations proviennent de Tamburini *et al.* (2020) et correspondent au nombre de tailles d'effet rapportant une variation positive (nES+), négative (nES-) ou neutre (nESn). Les cases vertes représentent des corrélations positives, les cases en orange des corrélations négatives et les cases grises les corrélations non significatives du fait d'un nombre de tailles d'effet trop faible et/ou d'un intervalle de confiance encadrant 0. Les NA indiquent qu'aucune information n'a pu être trouvée dans la littérature scientifique mobilisée.

L'ensemble des informations rapportées dans ce tableau provient de méta-analyses considérant, indépendamment les unes des autres, les liens entre diverses modalités de diversification et la biodiversité associée ou certains services écosystémiques. Le tableau ne permet donc pas d'analyser les synergies ou les antagonismes entre bouquets de services associés à chacune des modalités de diversification.

Modalité de diversification	Biodiversité associée	Régulation des bioagresseurs	Pollinisation	Qualité du sol	Qualité de l'eau	Régulation de l'eau	Emission de gaz à effet de serre	Stockage de carbone	Production
Mélange de variétés	+2% NS [-12 ; +19] (nES=2 ; n exp.=94)	NA	NA	-5% NS [-25 ; +19] (nES=1 ; n exp.=22)	NA	NA	NA	-5% NS [-24 ; +4]	+2% [+1 ; +3] (nES=17 ; n exp.=7688)
Agroforesterie – Tous types confondus	+61 % [+26 ; 105] (nES=13 ; n exp.=504)	+59% [+38 ; 82] (nES=7 ; n exp.=114)	NA	+19% [16 ; 23] (nES=57 ; n exp.=2647)	+87% [+37 ; 156] (nES=6 ; n exp.=101)	+45% [+13 ; +87] (nES=13 ; n exp.=402)	NA	+19% [+14 ; +24]	+35% [+12 ; +62] (nES=20 ; n exp.=3021)
<i>Cultures en allées</i>	+45%	NA	NA	+17%	NA	NA	NA	NA	+31%
<i>Système séquentiel</i>	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Haies</i>	NA	+84%	NA	+13%	NA	NA	NA	NA	+3%
<i>Systèmes multi-strates</i>	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Parklands</i>	+62%	NA	NA	+21%	NA	NA	NA	NA	+47%
<i>Cultures pérennes sous ombrage</i>	+86%	+40%	NA	NA	NA	NA	NA	NA	-19%
<i>Systèmes sylvo-arables</i>	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA

Tableau 5-4 (suite). Liens de corrélation estimés par Beillouin *et al.* (2021) et Tamburini *et al.* (2020) entre les différentes modalités de diversification et (i) la biodiversité associée, (ii) divers services écosystémiques (dont la régulation naturelle des bioagresseurs), et (iii) la production agricole

Modalité de diversification	Biodiversité associée	Contrôle biologique	Pollinisation	Qualité du sol	Qualité de l'eau	Régulation de l'eau	Emission de gaz à effet de serre	Stockage de carbone	Production
Couverts d'interculture	+21% [+17 ; +25] (nES=53 ; n exp.=4625)	+125% [+83 ; +178] (nES=44 ; n exp.=1948)	NA	NA	+61% [12-132] (nES=18 ; n exp.=1003)	10% NS [-10- ; +34] (nES=15 ; n exp.=1259)	+29% [1 ; +49] (nES=11 ; n exp.=1251)	+13% [+10 ; 15]	+6% [+1 ; +12] (nES=31 ; n exp.=3657)
Cultures associées / relai et plantes compagnes	+7% [+3 ; +12] (nES=21 ; n exp.=844)	+66% [+40 ; +98] (nES=8 ; n exp.=1019)	NA	+11% [+5 ; +18] (nES=5 ; n exp.=217)	+87% [19-198]" (nES=1 ; n exp.=13)	NA	NA	+13% [+6 ; +10]	+22% [+14 ; +32] (nES=25 ; n exp.=7105)
Rotation	+37% [+16 ; +62] (nES=7 ; n exp.=131)	NA	NA	+5% [+2 ; +8] (nES=30 ; n exp.=1170)	NA	+18% NS [-5 ; +48] (nES=1 ; n exp.=39)	+2% NS [-12 ; +18] (nES=2 ; n exp.=48)	+3% [0 ; +4]	+16% [+11 ; +21] (nES=29 ; n exp.=1578)
Diversification associée aux éléments non-cultivés	nES+ = 4	nES+ = 2 nESn = 1	nES+ = 5	nES+ = 1	NA	nESn = 1	NA	NA	nESn = 1

5.5. Interactions entre services écosystémiques associés à la diversité végétale

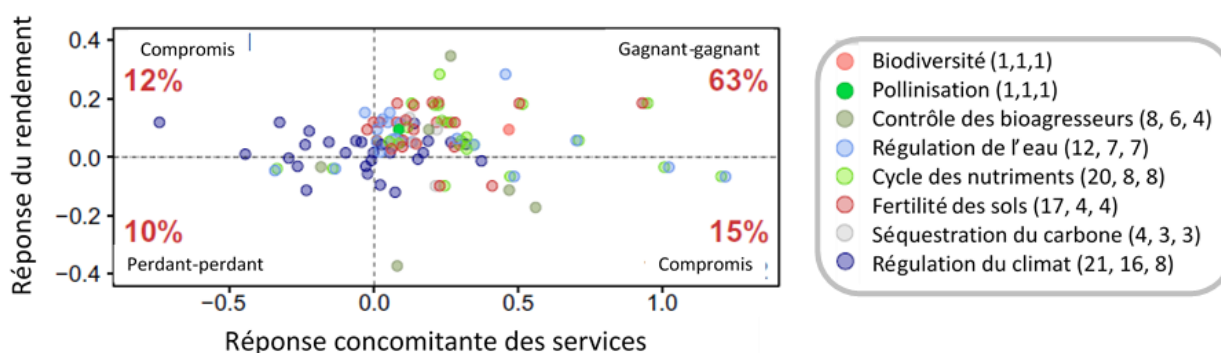
Il est important de rappeler que la matrice que nous avons produite rapportant les effets des modes de diversification sur la biodiversité, divers services écosystémiques (dont la régulation naturelle des bioagresseurs) et la production végétale (Tableau 5-4) **ne renseigne pas sur les synergies/antagonismes entre services ni même sur la fourniture de bouquets de services**. Il s'agit d'une juxtaposition d'effets individuels rapportés, issus le plus souvent de situations de recherche différentes, dans des contextes agricoles et/ou pédoclimatiques contrastés. En ce sens, la juxtaposition des effets ne préjuge en rien de la simultanéité des effets (synergies/antagonismes) sur les services. Il convient donc, et nous insistons sur ce point, de lire cette matrice "colonne par colonne".

Si l'objectif initial de notre analyse était de renseigner les synergies et antagonismes entre services écosystémiques et, plus particulièrement, entre le service de régulation des bioagresseurs d'une part, et la biodiversité, les autres services et la production végétale d'autre part, cette tâche s'est révélée ardue. En effet, parmi les deux méta-synthèses considérées, seule celle de Tamburini *et al.* aborde la question des interactions entre services. Beillouin *et al.* reconnaissent d'ailleurs que, malgré une base de données conséquente issue de nombreuses méta-analyses sur la diversification des cultures, ils n'ont pas trouvé de synthèse abordant les interactions entre les différents services écosystémiques (hormis celle de Tamburini *et al.*, 2020). C'est donc uniquement sur la méta-synthèse de Tamburini *et al.* que nous nous appuyons.

Tamburini *et al.* ont visualisé les compromis entre le rendement des cultures et de multiples services en rapportant les tailles d'effet issues de méta-analyses dans lesquelles les liens entre la diversification végétale et le rendement des cultures et au moins un autre service ont été analysés simultanément (Figure 5-3).

Figure 5-3. Représentation des synergies et antagonismes entre le rendement des cultures et la fourniture de services écosystémiques dans des situations de diversification végétale, à partir de méta-analyses ayant considéré simultanément ces 2 dimensions (au total 24 études, 111 paires de tailles d'effet).

Les chiffres en rouge indiquent la proportion de combinaisons de tailles d'effet. Les points représentent les différentes catégories de services, voir légende sur la droite. Les valeurs entre parenthèses après chaque service indiquent le nombre de tailles d'effet pour le service concomitant, pour le rendement des cultures et le nombre de méta-analyses desquelles les résultats sont tirés. Cette représentation laisse apparaître une majorité (63%) de situation de synergies entre le rendement des cultures et les services écosystémiques. Adapté de Tamburini *et al.* (2020).



Les auteurs montrent que la diversification végétale soutient à la fois le rendement des cultures et la fourniture d'une gamme de services (situation "gagnant-gagnant" pour 63% des combinaisons ; Figure 5-3). Les relations "gagnant-gagnant" associent le rendement des cultures et le cycle des nutriments et la fertilité des sols, probablement parce que les pratiques qui améliorent le fonctionnement des sols augmentent simultanément la disponibilité des ressources pour les cultures. La régulation du climat se distingue clairement des autres SE : d'une part, il s'agit du SE le plus souvent défavorisé par la diversification végétale (en cohérence avec les résultats de Beillouin *et al.*) ; d'autre part, il est antagoniste avec le rendement dans 50 % des situations de diversification

végétale étudiées. Sur les six cas relatifs à la régulation biologique, un (le cas perdant-perdant) est hors cadre de l'Esco. Les cinq cas restants portent tous sur la mise en œuvre de cultures associées ou en relai et trois font état d'un antagonisme entre régulation des bioagresseurs et rendement (i.e. les situations favorisant la régulation des bioagresseurs sont aussi les situations limitant les rendements). Ceci peut être expliqué par le fait que diversifier remplace en partie et réduit la densité de la plante cultivée (et donc la production totale), ou que le développement des plantes est affecté par une compétition interspécifique accrue.

Les articles de synthèses complémentaires retenus pour notre analyse bibliographique rapportent peu de situations de synergies/antagonismes entre services. Seule l'étude de Tschardt *et al.* (2011) décrit les multiples bénéfices de l'ombrage pour la culture du café et du cacao en termes de régulation des bioagresseurs, de préservation de la biodiversité, de pollinisation, en contrepartie d'une limitation de la maximisation du rendement à court terme. Ainsi **l'effet de la diversification végétale sur les bouquets de services écosystémiques demeure un front de recherche encore peu exploré.**

5.6. Conclusion

5.6.1. Les caractéristiques du corpus bibliographique

Notons que la bibliographie des méta-synthèses analysées dans ce chapitre est caractérisée par une forte asymétrie dans le nombre d'études disponibles sur les effets des modes de diversification végétale. Alors que les mélanges interspécifiques au sein des parcelles sont explorés dans plusieurs de leurs dimensions (cultures associées ou en relai, cultures de couverture, agroforesterie), avec un niveau de détail particulièrement élevé au sujet de l'agroforesterie, la diversité inter-parcellaire de la végétation cultivée n'est, quant à elle, pas représentée dans le corpus analysé. De plus, la correspondance entre les modalités de diversification végétale considérées dans les méta-synthèses et les modes de diversification définis dans l'ESCO n'est pas exacte.

Les effets sur la biodiversité sont abordés dans les deux méta-synthèses en considérant les organismes non cultivés. Beillouin *et al.* (2021) considèrent des grands groupes taxonomiques d'organismes (animaux, plantes, champignons etc...), tandis que Tamburini *et al.* (2020) adoptent une approche plus fonctionnelle (biodiversité aérienne et souterraine). Les résultats de ces deux méta-synthèses ne permettent toutefois pas de distinguer les effets selon le type d'organisme considéré (ceci nécessiterait de réaliser une analyse fine des méta-analyses primaires), ni de dissocier les effets sur les organismes inféodés aux cultures de ceux sur les organismes non inféodés aux cultures.

Notons également que les services écosystémiques ne sont pas appréhendés de façon aussi fine (typologie différente et moins détaillée) que dans l'étude EFESE-écosystème agricole, du fait notamment de la diversité des cadres conceptuels adoptés et des indicateurs de services utilisés dans les méta-analyses primaires (ces cadres conceptuels et variables indicatrices n'étant d'ailleurs pas toujours explicites). A elles deux, les méta-synthèses abordent les catégories de services suivantes :

- la régulation des bioagresseurs, évaluée essentiellement via l'abondance et la diversité des insectes ravageurs et des ennemis naturels chez Tamburini *et al.*, et l'ensemble des bioagresseurs (dont les adventices et les maladies) chez Beillouin *et al.* ;
- la contribution à l'atténuation du changement climatique, appréhendée par Beillouin *et al.* sous l'angle de l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre, à laquelle s'ajoute chez Tamburini *et al.* la séquestration du carbone (essentiellement dans le sol) ;
- la qualité des sols, examinée par Tamburini *et al.* sous l'angle de la fertilité, et par Beillouin *et al.* à l'aide d'un ensemble de variables traduisant la fertilité, la teneur en carbone des sols et la lixiviation ;
- la régulation de l'eau, qui confond chez Tamburini *et al.* les aspects quantitatifs et qualitatifs (vis-à-vis de la pollution par les pesticides et les nutriments), tandis que Beillouin *et al.* distinguent ces deux aspects ;
- la pollinisation, traitée uniquement par Tamburini *et al.*

Ces catégories de services sont poreuses, à la fois car les deux méta-synthèses ne considèrent pas les mêmes variables pour caractériser la même catégorie de services, et qu'au sein même d'une méta-synthèse, une même variable peut participer à la caractérisation de plusieurs services écosystémiques (SE). Elles sont donc à considérer comme un prisme d'analyse (plutôt que comme une véritable classification de SE) donnant une vision macroscopique des liens entre une augmentation du niveau de diversité végétale et la fourniture d'une diversité de services écosystémiques

Enfin, les deux méta-synthèses intègrent une analyse du lien entre diversité végétale et production végétale, cette dernière étant essentiellement caractérisée par la mesure du rendement.

5.6.2. Des liens très majoritairement positifs entre la diversité végétale et la biodiversité et différents services écosystémiques

Les liens entre la diversité végétale et la biodiversité et les SE sont très majoritairement positifs mais avec une intensité différente selon les modes de diversification

Bien que les études primaires considérées dans les deux méta-synthèses relèvent de différents contextes (géographiques, agricoles, pédoclimatiques), il ressort un lien très majoritairement positif entre la biodiversité et les SE et l'augmentation des niveaux de diversité végétale, quel que soit le mode de diversification considéré.

Concernant la biodiversité, l'analyse laisse apparaître des différences importantes dans l'amplitude des effets estimés selon les modes de diversification considérés. Ainsi, on constate des liens forts entre l'agroforesterie, la diversification de la rotation des cultures et la biodiversité, là où les cultures associées ou en et les mélanges de variétés montrent des liens faibles voire neutres (absence de lien).

Concernant la fourniture de SE, les différents modes de diversification étudiés améliorent la très grande majorité des SE pris en compte dans le corpus bibliographique analysé, à commencer par un lien positif fort avec la régulation naturelle des bioagresseurs (en cohérence avec les conclusions du chapitre précédent). La régulation naturelle des bioagresseurs est particulièrement favorisée dans des situations de couverts de culture, et favorisée dans des situations de cultures associées ou en relai ou d'agroforesterie. On constate un lien positif fort en moyenne entre modes de diversification végétale et régulation de la qualité de l'eau de même qu'un lien positif (bien que plus faible) avec la qualité des sols (vue sous l'angle de la fertilité ou encore de la teneur en carbone), même si pour ce dernier SE, des effets parfois neutres sont observés (absence de lien pour les mélanges de variétés).

Le lien entre diversité végétale et rendement des cultures est généralement positif lorsque la diversification concerne la végétation cultivée, et neutre lorsqu'elle concerne les éléments non cultivés

Les méta-synthèses quantitatives rapportent une corrélation positive entre diversité végétale et production de biomasse (rendement) notamment dans le cas de l'agroforesterie (à l'exception des cultures sous ombrage, bien que la régulation des bioagresseurs permise par ces systèmes laisse supposer une préservation du rendement sur le long terme), des cultures associées ou en relai et de la diversification des rotations. Ce lien est également positif mais peu marqué dans le cas du recours à des cultures de couverture et des mélanges de variétés.

Le lien entre le mode de diversification reposant sur les éléments non cultivés et la production végétale est, quant à lui, neutre (dans les conditions d'évaluation des études c'est-à-dire très souvent dans des systèmes d'agriculture conventionnelle).

Les synergies entre SE et rendement sont majoritaires et les antagonismes sont rares et contexte-dépendants

Nous insistons sur le fait que, issus d'études différentes menées dans des contextes contrastés, les liens positifs entre modes de diversification et biodiversité, SE et production végétale synthétisés dans ce chapitre ne préjugent en rien de leurs additivités. Toute lecture transversale, que ce soit entre modes de diversification ou entre SE, est à proscrire. Ce point est d'autant plus important que l'analyse des effets multiples des modes de diversification sur un ensemble de SE constitue un front de recherche.

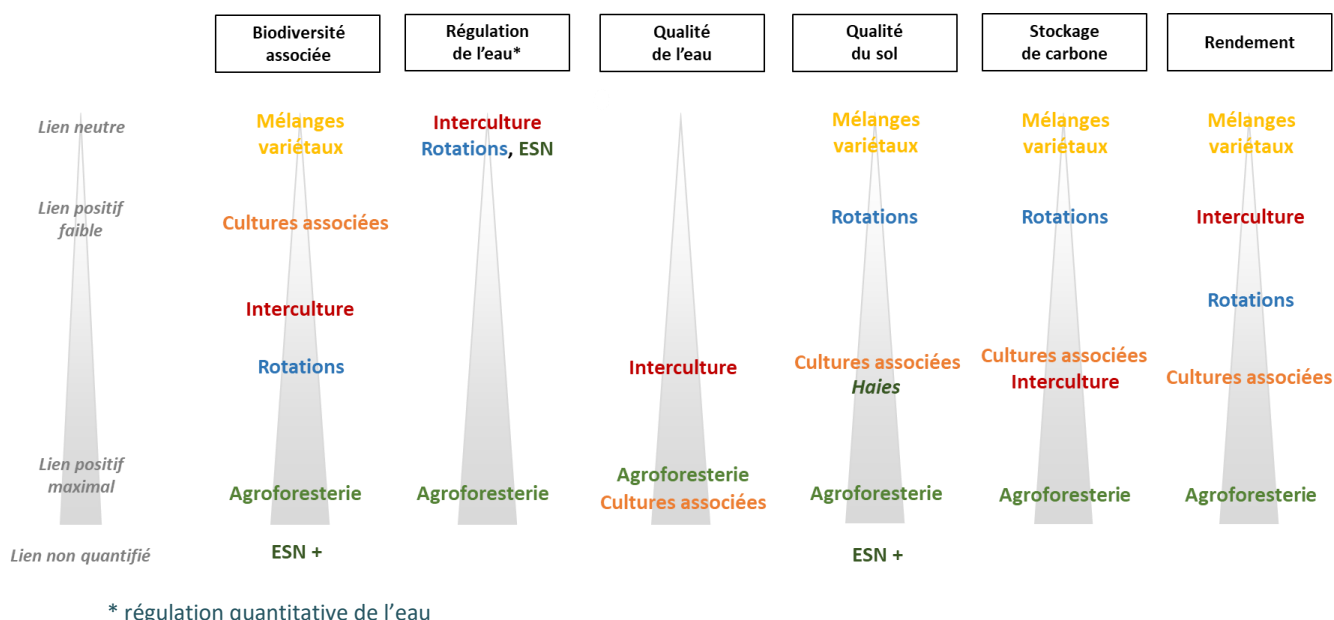
Seule une partie de l'étude de Tamburini *et al.* (2020) aborde l'effet des synergies et antagonismes entre SE et rendement. Les auteurs montrent que les effets de la diversité végétale sont synergiques dans la majorité des cas, en sous-tendant à la fois la fourniture d'une gamme de SE dont la régulation des bioagresseurs et le rendement des cultures. Toutefois, des antagonismes sont possibles : la mise en œuvre de certains modes de diversification, ici basé sur les cultures associées ou en relai, favorise la régulation biologique mais se fait, dans certains cas (3 cas sur 6, issus de 2 méta-analyses primaires), au détriment de la maximisation du rendement des cultures (parce que le fait de diversifier remplace en partie et réduit la densité de la plante cultivée (Letourneau *et al.*, 2011) ou du fait de la compétition interspécifique accrue entre plantes sur la parcelle (Iverson *et al.*, 2014)).

5.6.3. Des modes de diversification plus ou moins intéressants vis-à-vis de la biodiversité associée, de la fourniture de SE et de la production végétale

En résumant l'ensemble des informations issues des deux méta-synthèses (Figure 5-4), nous pouvons hiérarchiser les modes de diversification entre eux, en fonction des liens qu'ils entretiennent avec la biodiversité associée, les services écosystémiques et la production végétale. Cette hiérarchisation s'appuie uniquement sur les résultats des comparaisons entre situations « diversifiées » et « moins diversifiées ». La variabilité des liens en fonction du contexte pédoclimatique, agricole et géographique n'est pas prise en compte ici.

Figure 5-4. Classification des modes de diversification végétale en fonction de leurs liens avec la biodiversité associée, la fourniture de services écosystémiques et le rendement des cultures, à partir des résultats des méta-synthèses de Tamburini *et al.* (2020) et Beillouin *et al.* (2021)

Seules les catégories de services écosystémiques dont les liens avec la diversité végétale sont suffisamment renseignés sont incluses dans ce schéma. Seules les modalités de diversification pour lesquelles des liens sont renseignés dans Tamburini *et al.* (2020) ou Beillouin *et al.* (2021) apparaissent sur le schéma. Les liens positifs entre la diversité des éléments semi-naturels (ESN) et la biodiversité associée et les services écosystémiques ne sont pas quantifiés, empêchant de positionner cette modalité de diversification relativement aux autres.



De manière générale, il ressort que les mélanges de variétés ont plutôt des liens neutres ou faibles avec la biodiversité associée, la fourniture de SE (stockage de carbone, qualité des sols) ou encore le rendement. A l'inverse, l'agroforesterie (dans une acception ici très large englobant une grande diversité de pratiques, et majoritairement étudiée dans des contextes tropicaux) présente, d'après les méta-analyses étudiées, les liens positifs les plus forts. Les autres modalités de diversification de la végétation cultivée (cultures de couverture, cultures associées ou en relai, rotations) se positionnent de façon plutôt « intermédiaires » en termes de liens avec les variables examinées ici. Enfin, à l'exception des haies, le positionnement relatif des modes de diversification basés sur les éléments non-cultivés (ou les éléments semi-naturels) est moins clair (du fait de l'absence de tailles d'effet quantifiées dans la méta-synthèse de Tamburini *et al.*, seule méta-synthèse abordant ce mode de diversification) même si des liens positifs la biodiversité et la fourniture de SE (dont la régulation naturelle des bioagresseurs) sont reconnus dans la littérature.

5.6.4. Les principales priorités de recherche pour développer des stratégies de diversification à la fois productives et multi-SE

Le corpus analysé permet d'identifier plusieurs besoins de recherche pour le déploiement de stratégies de diversification à la fois productives et fournissant de multiples SE. Le premier est sans doute le besoin de références supplémentaires sur certains modes de diversification encore assez peu documentés. C'est le cas notamment de la diversité inter-parcellaire de la végétation cultivée mais aussi, dans une moindre mesure, de la diversité végétale associée aux éléments non cultivés (ou éléments semi-naturels) où plusieurs dimensions (composition, configuration) sont souvent confondues (voir Chapitre 3). Deuxièmement, nous retenons que les modes de diversification végétale sont des leviers à fort potentiel si ce n'est déjà performants dans un certain nombre de cas pour la fourniture de certains SE. Pour autant, plusieurs catégories de SE sont absentes de l'analyse comme par exemple, la régulation des nuisances sonores/olfactives ou encore les services culturels. Il convient donc d'approfondir la gamme de SE considérés en encourageant les études s'intéressant aux bouquets de services écosystémiques.

La production végétale, qui résulte à la fois des services rendus par l'écosystème et des pratiques mises en œuvre par l'agriculteur (usage d'intrants), n'est quant à elle documentée, le plus souvent, que sous l'angle des rendements. La qualité de la récolte, la rentabilité (en termes de revenus pour les agriculteurs) ou encore la stabilité des rendements au cours du temps ne sont que très peu abordés.

Le besoin corollaire à celui d'études multi-SE et intégrant la production végétale est le déploiement d'études portant sur les synergies et antagonismes entre SE, et entre SE et production végétale. En effet, nous avons vu que si la mise en œuvre de certaines stratégies de diversification favorise la régulation biologique, elle peut dans certains cas se faire au détriment du rendement des cultures.

Enfin, nous identifions le besoin de travaux permettant d'évaluer sur le long terme l'effet des modes de diversification végétale sur la biodiversité, une gamme de SE et la production végétale. Cette évaluation devrait être couplée à une analyse économique, car si le coût peut être un frein à la mise en œuvre de certaines stratégies de diversification végétale, les bénéfices multiples et dans le temps peuvent être un levier à l'adoption de ces stratégies. De tels travaux devraient également tenir compte des changements globaux majeurs tels que le changement climatique et l'érosion de la biodiversité dans l'évolution de ces effets au cours du temps. La vulnérabilité et la résilience des systèmes agricoles diversifiés en termes de SE vis-à-vis des événements climatiques extrêmes plus fréquents et/ou plus intenses reste en effet à évaluer.

Bibliographie

- Ball, B.C.; Bingham, I.; Rees, R.M.; Watson, C.A.; Litterick, A., (2005). The role of crop rotations in determining soil structure and crop growth conditions. *Canadian Journal of Soil Science*, 85 (5): 557-577.
<https://doi.org/10.4141/s04-078>
- Beillouin, D.; Ben-Ari, T.; Malezieux, E.; Seufert, V.; Makowski, D., (2021). Positive but variable effects of crop diversification on biodiversity and ecosystem services. *Global Change Biology*, 27 (19): 4697-4710.
<https://doi.org/10.1111/gcb.15747>
- Blanco-Canqui, H.; Shaver, T.M.; Lindquist, J.L.; Shapiro, C.A.; Elmore, R.W.; Francis, C.A.; Hergert, G.W., (2015). Cover Crops and Ecosystem Services: Insights from Studies in Temperate Soils. *Agronomy Journal*, 107 (6): 2449-2474. <https://doi.org/10.2134/agronj15.0086>
- Blanco-Canqui, H.; Ruis, S.J.; Holman, J.D.; Creech, C.F.; Obour, A.K., (2022). Can cover crops improve soil ecosystem services in water-limited environments? A review. *Soil Science Society of America Journal*, 86 (1): 1-18.
<https://doi.org/10.1002/saj2.20335>
- Cherr, C.M.; Scholberg, J.M.S.; McSorley, R., (2006). Green manure approaches to crop production: A synthesis. *Agronomy Journal*, 98 (2): 302-319. <https://doi.org/10.2134/agronj2005.0035>
- Egli, L.; Schroter, M.; Scherber, C.; Tschardt, T.; Seppelt, R., (2021). Crop diversity effects on temporal agricultural production stability across European regions. *Regional Environmental Change*, 21 (4): 12.
<https://doi.org/10.1007/s10113-021-01832-9>
- Florence, A.M.; McGuire, A.M., (2020). Do diverse cover crop mixtures perform better than monocultures? A systematic review. *Agronomy Journal*, 112 (5): 3513-3534. <https://doi.org/10.1002/agj2.20340>
- Gaudin, A.C.M.; Tolhurst, T.N.; Ker, A.P.; Janovicek, K.; Tortora, C.; Martin, R.C.; Deen, W., (2015). Increasing Crop Diversity Mitigates Weather Variations and Improves Yield Stability. *Plos One*, 10 (2): 20.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113261>
- Glaze-Corcoran, S.; Hashemi, M.; Sadeghpour, A.; Jahanzad, E.; Afshar, R.K.; Liu, X.B.; Herbert, S.J., (2020). Understanding intercropping to improve agricultural resiliency and environmental sustainability. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy, Vol 162*. London: Academic Press Ltd-Elsevier Science Ltd (Advances in Agronomy), 199-256. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2020.02.004>
- INRA, (2017). *Évaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFSE - Résumé de l'étude réalisée par l'INRA - Novembre 2017*: INRA, 12 p.
<https://doi.org/10.15454/mjk0-xf31>
- Iverson, A.L.; Marin, L.E.; Ennis, K.K.; Gonthier, D.J.; Connor-Barrie, B.T.; Remfert, J.L.; Cardinale, B.J.; Perfecto, I., (2014). Do polycultures promote win-wins or trade-offs in agricultural ecosystem services? A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51 (6): 1593-1602. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12334>
- Knapp, L.; Wuepper, D.; Dalhaus, T.; Finger, R., (2021). Revisiting the diversification and insurance relationship: Differences between on- and off-farm strategies. *Climate Risk Management*, 32: 1-10.
<https://doi.org/10.1016/j.crm.2021.100315>
- Kocira, A.; Staniak, M.; Tomaszewska, M.; Kornas, R.; Cymerman, J.; Panasiewicz, K.; Lipniska, H., (2020). Legume Cover Crops as One of the Elements of Strategic Weed Management and Soil Quality Improvement. A Review. *Agriculture-Basel*, 10 (9): 41. <https://doi.org/10.3390/agriculture10090394>
- Kremen, C.; Miles, A., (2012). Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems: Benefits, Externalities, and Trade-Offs. *Ecology and Society*, 17 (4): 25. <https://doi.org/10.5751/es-05035-170440>
- Lavergne, S.; Vanasse, A.; Thivierge, M.N.; Halde, C., (2021). Using fall-seeded cover crop mixtures to enhance agroecosystem services: A review. *Agrosystems Geosciences & Environment*, 4 (2): 18.
<https://doi.org/10.1002/agg2.20161>

- Letourneau, D.K.; Armbrecht, I.; Rivera, B.S.; Lerma, J.M.; Carmona, E.J.; Daza, M.C.; Escobar, S.; Galindo, V.; Gutierrez, C.; Lopez, S.D.; Mejia, J.L.; Rangel, A.M.A.; Rangel, J.H.; Rivera, L.; Saavedra, C.A.; Torres, A.M.; Trujillo, A.R., (2011). Does plant diversity benefit agroecosystems? A synthetic review. *Ecological Applications*, 21 (1): 9-21. <https://doi.org/10.1890/09-2026.1>
- Lithourgidis, A.S.; Vlachostergios, D.N.; Dordas, C.A.; Damalas, C.A., (2011). Dry matter yield, nitrogen content, and competition in pea-cereal intercropping systems. *European Journal of Agronomy*, 34 (4): 287-294. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2011.02.007>
- Liu, K.; Johnson, E.N.; Blackshaw, R.E.; Hossain, Z.; Gan, Y., (2019). Improving the productivity and stability of oilseed cropping systems through crop diversification. *Field Crops Research*, 237: 65-73. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.03.020>
- Liu, K.; Johnson, E.N.; Blackshaw, R.E.; Hossain, Z.; Gan, Y.T., (2019). Improving the productivity and stability of oilseed cropping systems through crop diversification. *Field Crops Research*, 237: 65-73. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.03.020>
- Montgomery, I.; Caruso, T.; Reid, N., (2020). Hedgerows as Ecosystems: Service Delivery, Management, and Restoration. In: Futuyma, D.J., ed. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, Vol 51, 2020*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Ecology Evolution and Systematics), 81-102. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-012120-100346>
- Nicholls, C.I.; Altieri, M.A., (2013). Plant biodiversity enhances bees and other insect pollinators in agroecosystems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33 (2): 257-274. <https://doi.org/10.1007/s13593-012-0092-y>
- Renard, D.; Tilman, D., (2019). National food production stabilized by crop diversity. *Nature*, 571 (7764): 257-+. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1316-y>
- Rivest, D.; Paquette, A.; Moreno, G.; Messier, C., (2013). A meta-analysis reveals mostly neutral influence of scattered trees on pasture yield along with some contrasted effects depending on functional groups and rainfall conditions. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 165: 74-79. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.12.010>
- Rosa-Schleich, J.; Loos, J.; Mussshoff, O.; Tschardtke, T., (2019). Ecological-economic trade-offs of Diversified Farming Systems - A review. *Ecological Economics*, 160: 251-263. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.03.002>
- Schmidt, F.L.; Oh, I.S., (2013). Methods for second order meta-analysis and illustrative applications. *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, 121 (2): 204-218. <https://doi.org/10.1016/j.obhdp.2013.03.002>
- Staton, T.; Walters, R.J.; Smith, J.; Girling, R.D., (2019). Evaluating the effects of integrating trees into temperate arable systems on pest control and pollination. *Agricultural Systems*, 176: 9. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102676>
- Tamburini, G.; Bommarco, R.; Wanger, T.C.; Kremen, C.; van der Heijden, M.G.A.; Liebman, M.; Hallin, S., (2020). Agricultural diversification promotes multiple ecosystem services without compromising yield. *Science Advances*, 6 (45): 8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aba1715>
- Tibi, A.; Therond, O., (2017). *Évaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFSE - Synthèse du rapport d'étude*: INRA, 118 p. <https://hal.inrae.fr/hal-02990427>
- Tschardtke, T.; Clough, Y.; Bhagwat, S.A.; Buchori, D.; Faust, H.; Hertel, D.; Holscher, D.; Juhbandt, J.; Kessler, M.; Perfecto, I.; Scherber, C.; Schroth, G.; Veldkamp, E.; Wanger, T.C., (2011). Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes - a review. *Journal of Applied Ecology*, 48 (3): 619-629. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01939.x>
- Vanek, S.J., (2019). *Crop and Varietal Diversity Impacts on Agroecosystem Function and Resilience*. Cambridge: MIT Press (*Agrobiodiversity: Integrating Knowledge for a Sustainable Future*).
- Xiong, M.Q.; Sun, R.H.; Chen, L.D., (2018). Effects of soil conservation techniques on water erosion control: A global analysis. *Science of the Total Environment*, 645: 753-760. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.124>

Annexe 5-1. Requêtes utilisées pour compléter le corpus des deux méta-synthèses

Descriptif des composantes de mots-clefs utilisées pour élaborer les requêtes :

Diversification

("diversification" OR "plant diversity" OR "crop diversity" OR ("crop rotation*" OR "crop sequence*" OR "continuous crop*" OR "multiple crop*" OR monocrop* OR "catch crop*" OR "relay crop*" OR intercrop* OR "cover crop*" OR "living mulch*" OR "green manure*" OR fallow* OR "crop composition*" OR "crop divers*" OR "cropland divers*" OR "genet* divers*" OR "cultivar heterogene*" OR "variet* heterogene*" OR "crop resist*" OR "variet* resist*" OR "resistance gene*" OR "gene* of resistance" OR "resistance manag*" OR "manag* of resistance" OR "resistance durability" OR "plot size*" OR "plot shape*" OR "field size*" OR "field shape*" OR "parcel size*" OR "parcel shape*" OR patch* OR "spatial configuration*" OR "spatial organisation*" OR "spatial organization*" OR "spatial heterogene*" OR "landscape composition*" OR "landscape fragmentation*" OR "landscape complexit*" OR "land* pattern*" OR "land-use pattern*" OR "landscape arrangement*" OR "landscape disposition*" OR "landscape heterogene*" OR "landscape divers*" OR "landscape specialisation*" OR "landscape specialization*" OR "perimeter area ratio" OR "genotype unit area" OR "substitutive design*" OR "replacement design*" OR "additive design*" OR "plant species blend*" OR "plant species richness" OR "plant species composition" OR "associational resistance" OR "associational susceptibility" OR "crop* mixture*" OR "crop* blend*" OR "mixture* of crop*" OR "mixed crop*" OR "associated crop*" OR "association* of crop*" OR "cultivated species mixture*" OR "cultivated species blend*" OR "mixture* of cultivated species" OR "crop* heterogen*" OR "crop* richness" OR "richness of crop*" OR "companion plant*" OR "companion crop*" OR "trap plant*" OR "trap crop*" OR "service plant*" OR "service crop*" OR "variet* mixture*" OR "variet* blend*" OR "mixture* of variet*" OR "mix* variet*" OR "associat* variet*" OR "variet* associat*" OR "associat* of variet*" OR "richness of variet*" OR "variet* divers*" OR "variet* richness*" OR "within field mixture*" OR "intrafield mixture*" OR "within field diversification*" OR "intrafield diversification*" OR "within field heterogene*" OR "intrafield heterogene*" OR "within field richness*" OR "intrafield richness*" OR "open pollinated variet*" OR "cultivar* mixture*" OR "cultivar* blend*" OR "mixture* of cultivar*" OR "mix* cultivar*" OR "associat* cultivar*" OR "cultivar* associat*" OR "associat* of cultivar*" OR "richness of cultivar*" OR "cultivar* divers*" OR "cultivar* richness*" OR landrace* OR "open pollinated cutivar*" OR "genotype* mixture*" OR "genotype* blend*" OR "mixture* of genotype*" OR "mix* genotype*" OR "associat* genotype*" OR "genotype* associat*" OR "associat* of genotype*" OR "richness of genotype*" OR "genotype* divers*" OR "genotype* richness*" OR "open pollinated genotype*" OR "multiline cultivar*" OR "plant* interspecific" OR "interspecific plant*" OR "Ecological Focus Area*" OR "EFA") OR ("semi natural" OR seminatural OR "natural vegetat*" OR "non crop*" OR noncrop* OR uncrop* OR "un crop*" OR "green infrastructure\$" OR "blue infrastructure\$" OR "green belt\$" OR "blue belt\$" OR "green corridor\$" OR "blue corridor\$" OR "ecological corridor\$" OR "wildlife corridor*" OR "ecological continuit*" OR "isolated tree\$" OR "dry stone terrace\$" OR "low stone wall\$" OR ditch\$ OR "hedge row*" OR hedgerow* OR "grass barrier*" OR "grassed barrier*" OR "managed barrier*" OR "riparian barrier*" OR "vegetated barrier*" OR "vegetation barrier*" OR "vegetative barrier*" OR "plant barrier*" OR "wood barrier*" OR "woody barrier*" OR "grass border*" OR "grassy border*" OR "riparian border*" OR "vegetated border*" OR "vegetation border*" OR "plant border*" OR "planted border*" OR "flower border*" OR "wood border*" OR "wooded border*" OR "woody border*" OR "cultivated border*" OR "weedy border*" OR "perennial border*" OR "grass boundar*" OR "grassy boundar*" OR "managed boundar*" OR "riparian boundar*" OR "vegetated boundar*" OR "vegetation boundar*" OR "plant boundar*" OR "flower boundar*" OR "wooded boundar*" OR "woody boundar*" OR "perennial boundar*" OR "grass buffer*" OR "grassed buffer*" OR "grassy buffer*" OR "managed buffer*" OR "riparian buffer*" OR "unmanaged buffer*" OR "vegetated buffer*" OR "vegetation buffer*" OR "vegetative buffer*" OR "non-cropped buffer*" OR "plant buffer*" OR "planted buffer*" OR "flower buffer*" OR "wood buffer*" OR "wooded buffer*" OR "woody buffer*" OR "cultivated buffer*" OR "uncultivated buffer*" OR "perennial buffer*" OR "grass margin*" OR "grassy margin*" OR "managed margin*" OR "riparian margin*" OR "sown margin*" OR "unmanaged margin*" OR "vegetated margin*" OR "vegetation margin*" OR "plant margin*" OR "planted margin*" OR "flower margin*" OR "wood margin*" OR "wooded margin*" OR "woody margin*" OR "cultivated margin*" OR "uncultivated margin*" OR "weedy margin*" OR "perennial margin*" OR "grass strip*" OR "grassed strip*" OR "grassy strip*" OR "managed strip*" OR "riparian strip*" OR "sown strip*" OR "unmanaged strip*" OR "unploughed strip*" OR "vegetated strip*" OR "vegetation strip*" OR "vegetative strip*" OR "plant strip*" OR "planted strip*" OR "flower strip*" OR "wood strip*" OR "wooded strip*" OR "woody strip*" OR "cultivated strip*" OR "uncultivated strip*" OR "grazed strip*" OR "weedy strip*" OR "perennial strip*" OR "managed zone*" OR "riparian zone*" OR "vegetated zone*" OR "vegetation zone*" OR "vegetative zone*" OR "cultivated zone*" OR "barrier strip*" OR "border strip*" OR "boundary strip*" OR "boundary management*" OR "field border*" OR "field buffer*" OR "field margin*" OR "buffer strip*" OR "buffer zone*" OR "buffer management*" OR bufferstrip* OR bufferzone* OR "farm edge*" OR "farm interface*" OR "field bank*" OR "field boundary*" OR "field edge*" OR "field interface*" OR "margin strip*" OR "beetle bank*" OR shelterbelt* OR "shelter belt*" OR "grassed waterway*" OR "grass waterway*" OR "conservation buffer*" OR "conservation headland*" OR "stream border*" OR "stream buffer*" OR "waterway buffer*" OR "permanent strip*" OR "permanent margin*" OR agroforest* OR embankment\$ OR watercourse\$ OR "wet area\$" OR "riparian woodland\$" OR "woods" OR "woody area\$" OR meadow* OR rangeland* OR ((forest OR forests OR forested OR pasture* OR grassland\$) AND (landscape* OR rotation* OR landuse OR "land-use" OR spatial OR "agricultural ecosystem*" OR "rural livelihood*" OR "rural location*" OR diversification)))

Régulation des bioagresseurs

("crop protection" OR "plant protection" OR "Pesticide use" OR "herbicide use" OR "insecticide use" OR "fungicide use" OR "pest reduc*" OR "pest regul*" OR "pest control*" OR "pest manag*" OR "pest eradicat*" OR "pest suppr*" OR "weed reduc*" OR "weed regul*" OR "weed control*" OR "weed manag*" OR "weed eradicat*" OR "weed suppr*" OR "insect reduc*" OR "insect regul*" OR "insect control*" OR "insect manag*" OR "insect eradicat*" OR "insect suppr*" OR "disease reduc*" OR "disease regul*" OR "disease control*" OR "disease manag*" OR "disease eradicat*" OR "disease suppr*" OR "pathogen reduc*" OR "pathogen regul*" OR "pathogen control*" OR "pathogen manag*" OR "pathogen eradicat*" OR "pathogen suppr*" OR "biological control*" OR biocontrol* OR "bio-control*" OR "damage reduc*" OR "damage regul*" OR "damage control*" OR "damage manag*" OR "damage suppr*" OR "integrated pest management" OR IPM)

Milieux agricoles

(crop\$ OR agro* OR agri* OR "cultiv* field\$" OR "cultiv* plant\$" OR "cultiv* vegeta*" OR cereal\$ OR wheat OR barley OR oat\$ OR rape OR maize OR corn OR fruit\$ OR vegetable\$ OR orchard\$ OR vine* OR rice OR sorghum OR millet OR rye OR triticale OR fonio OR potato* OR beet OR beetroot\$ OR "sugar cane" OR sugarcane OR oilcrop\$ OR "oil crop\$" OR oleaginous OR soy\$bean* OR soya* OR sunflower\$ OR pea OR peas OR "faba bean*" OR lupin\$ OR alfalfa)

Méta-analyses

("meta-analy*" OR metaanaly* OR "meta-synthe*" OR metasynthe* OR "meta-regression*" OR metaregression*)

Reviews

(review*)

Biodiversité

(biodiversity OR "providing a habitat" OR "providing habitat*" OR "lifecycle maintenance" OR nursery OR "habitat creation" OR "habitat maintenance")

SE-générique

("eco-system* services" OR "eco*system* services" OR "agro*system* services" OR "agro*-system* services" OR "agro-*system* services" OR "agro-.*system* services" OR "environmental services" OR "agro*environmental services" OR "agro-environmental services" OR "agri*environmental services" OR "agri-environmental services" OR "ecological services" OR "agro*ecological services" OR "agro-ecological services" OR "landscape services" OR "land services" OR "landuse services" OR "eco-system* functions" OR "eco*system* functions" OR "agro*system* functions" OR "agro*-system* functions" OR "agro-*system* functions" OR "environmental functions" OR "agro*environmental functions" OR "agro-environmental functions" OR "agri*environmental functions" OR "agri-environmental functions" OR "ecological functions" OR "agro*ecological functions" OR "agro-ecological functions" OR "landscape functions" OR "land functions" OR "land-use functions" OR "eco-system* goods" OR "eco*system* goods" OR "agro*system* goods" OR "agro*-system* goods" OR "agro-.*system* goods" OR "environmental goods" OR "agro*environmental goods" OR "agro-environmental goods" OR "agri*environmental goods" OR "agri-environmental goods" OR "ecological goods" OR "agro*ecological goods" OR "agro-ecological goods" OR "landscape goods" OR "land goods" OR "land-use goods" OR "eco-system* amenities" OR "eco*system* amenities" OR "agro*system* amenities" OR "agro*-system* amenities" OR "agro-*system* amenities" OR "agro-.*system* amenities" OR "environmental amenities" OR "agro*environmental amenities" OR "agro-environmental amenities" OR "agri*environmental amenities" OR "agri-environmental amenities" OR "ecological amenities" OR "agro*ecological amenities" OR "agro-ecological amenities" OR "landscape amenities" OR "land amenities" OR "land-use amenities")

SE-détail

(pollination OR ("soil loss*" OR "soil structur*" OR "soil stabili*" OR "soil form*" OR "soil protect*" OR "formation of soil*" OR "protection of soil*" OR erosion OR sediment\$ OR "weathering process*") OR (Water OR freshwater OR "baseline flow*" OR "hydrological cycl*" OR "flow change*" OR aqueous OR runoff) OR ("water pollut*" OR "freshwater pollut*" OR waste* OR filtering OR filtration OR accumulate* OR fixation OR fixing OR remov* OR hazard* OR decontaminat* OR eutrophication OR "soil quality" OR "soil health" OR "bio-remediat*" OR bioremediat* OR detoxificat* OR "dissolved organic carbon" OR nitrate* OR leaching OR phosphate*) OR (nitrogen OR phosphorous OR nutrient* OR fertility OR "organic matter" OR "fixing process*" OR "N-fixation" OR "N-level*" OR "hence capability") OR (climate OR GHG OR gases OR "gas emission*" OR "greenhouse gas*" OR CO2 OR N2O OR atmospher* OR carbon) OR ("extreme event*" OR flood* OR landslide* OR avalanche* OR storm* OR "mass movement*" OR "mass flow*" OR fire*) OR ("air quality" OR nuisance* OR smell* OR noise OR unsightly OR visual))

Rendement

(yield*)

Trade-off

(synerg* OR "trade-off*")

Requêtes utilisées pour interroger le Web of Science

Sauf exception précisée entre parenthèses les champs Titre (TI), Résumé (AB) et Mots-clefs (AK) ont été interrogés.

- SE-générique (TI) AND diversification AND milieux agricoles AND méta-analyses
- SE-générique (TI) AND régulation des bioagresseurs AND milieux agricoles AND méta-analyses
- Diversification AND régulation des bioagresseurs AND trade-off AND métaanalyses
- Diversification (TI) AND régulation des bioagresseurs AND trade-off and Review
- Diversification AND régulation des bioagresseurs AND SE-détail AND métaanalyses
- Diversification (TI) AND régulation des bioagresseurs AND SE-détail AND review
- Diversification AND régulation des bioagresseurs AND biodiversité (TI) AND métaanalyses
- Diversification (TI) AND régulation des bioagresseurs AND biodiversité (TI) AND review
- Diversification AND régulation des bioagresseurs AND rendement (TI) AND métaanalyses
- Diversification (TI) AND régulation des bioagresseurs AND rendement (TI) AND review

Chapitre 6.

Conditions de déploiement de stratégies de protection des cultures reposant sur la diversification végétale

Coordination : Vincent Martinet

Sommaire

Introduction	724
6.1. Déploiement de la diversification végétale intra-parcellaire pour gérer les bioagresseurs	726
6.1.1. Introduction.....	726
6.1.2. Les mélanges variétaux intraspécifiques	727
6.1.2.1. Rentabilité pour l'agriculteur	727
6.1.2.2. Verrous et leviers à l'adoption.....	727
6.1.2.3. La question de l'usage des mélanges pour la gestion des résistances	729
6.1.3. Les semences traditionnelles et paysannes	729
6.1.3.1. Un modèle économique spécifique	730
6.1.3.2. L'importance des échanges de semences traditionnelles ou paysannes	731
6.1.4. Les plantes de service.....	733
6.1.5. Les mélanges de cultures de rente (en grandes cultures).....	734
6.1.5.1. Rentabilité pour l'agriculteur	734
6.1.5.2. Verrous et leviers à l'adoption.....	736
6.1.6. Les mélanges interspécifiques hors grandes cultures : maraîchage et arboriculture	738
6.1.6.1. Maraîchage	738
6.1.6.2. Arboriculture.....	739
6.1.7. Synthèse et mise en perspective.....	740
6.2. Stratégies de protection des cultures fondées sur l'introduction d'une nouvelle culture au sein de l'exploitation (modification de l'assolement et de la rotation).....	743
6.2.1. Introduction.....	743
6.2.1.1. Diversification des rotations et des assolements sur l'exploitation : de quoi parle-t-on ?.....	743
6.2.1.2. Démarche pour mettre à jour les freins et leviers à la diversification dans la littérature	745
6.2.2. Quels freins et quels leviers à la diversification des rotations céréalières dans les exploitations agricoles dans l'objectif de réguler les bioagresseurs ?	748
6.2.2.1. Au niveau de la production agricole	748
6.2.2.2. Au niveau de la filière amont : approvisionnement en semences.....	762
6.2.2.3. Au niveau de la filière aval	763
6.2.2.4. Les leviers permis par la coordination des acteurs dans la filière	766
6.2.3. Quels freins et quels leviers à la diversification des rotations dans les exploitations légumières avec l'objectif de réguler les bioagresseurs ?	768
6.2.3.1. Freins et leviers à l'échelle de la parcelle	768
6.2.3.2. Freins et leviers au niveau de l'exploitation agricole.....	769
6.2.3.3. Freins et leviers au niveau de la filière amont : un approvisionnement limité en semences et plants	770
6.2.3.4. Freins et leviers au niveau de la filière aval : valorisation commerciale des légumes.....	770
6.2.3.5. Leviers de déverrouillage	771

6.2.4. Synthèse et discussion des conditions de déploiement des rotations et assolements diversifiés.....	772
6.2.4.1. Résumé des principaux verrous/leviers	772
6.2.4.2. Quelques enseignements généraux pour favoriser le déploiement de rotations et assolements diversifiés	777
6.2.4.3. Analyse critique de la littérature disponible et besoins de recherches	777
6.3. Maintien et introduction d'éléments semi-naturels dans les parcelles et le paysage pour favoriser les régulations naturelles	781
6.3.1. Introduction.....	781
6.3.1.1. Les définitions des ESN	781
6.3.1.2. La perception des agriculteurs envers les ESN pour le contrôle biologique des bioagresseurs .	783
6.3.1.3. Démarche pour la recherche de littérature relative au déploiement des ESN dans une perspective de protection des cultures.....	783
6.3.2. Les ESN en bords de champs	784
6.3.2.1. L'engagement de la PAC actuelle et future en faveur des ESN de bord de champ : obligations et incitations	784
6.3.2.2. La mobilisation des autres aides publiques (hors PAC)	786
6.3.2.3. Une valorisation supplémentaire par le marché ?	787
6.3.2.4. L'efficacité des dispositifs incitatifs européens et nationaux : un constat décevant.....	788
6.3.2.5. Les obstacles juridiques au déploiement des ESN en bords de champs.....	791
6.3.2.6. Les leviers offerts par le droit	793
6.3.3. L'agroforesterie	796
6.3.3.1 Les verrous au déploiement de l'agroforesterie.....	796
6.3.3.2. Les leviers mobilisables.....	799
6.3.4. Les prairies permanentes	800
6.3.4.1. Les leviers de la PAC en faveur du maintien des prairies.....	800
6.3.4.2. Les mesures de protection réglementaire des prairies	802
6.3.4.3. Les dispositifs d'incitation par le marché.....	804
6.3.5. Conclusion	805
6.3.5.1. Verrous/leviers au niveau de l'exploitation.....	805
6.3.5.2. Verrous/leviers contextuels.....	805
6.4. La coordination de la diversification végétale à l'échelle des paysages	808
6.4.1. Introduction.....	808
6.4.2. Freins à la mise en place et à l'étude des solutions territoriales.....	810
6.4.2.1. Difficultés méthodologiques à gérer et étudier le territoire	810
6.4.2.2. Cercle vicieux entre (i) le besoin de preuve de concepts pour implémenter la gestion du paysage et (ii) le besoin d'implémenter dans les paysages pour avoir des preuves de concepts	811
6.4.3. Leviers de la mise en place et de l'étude des solutions territoriales.....	812
6.4.3.1. Rétribuer l'action collective	812
6.4.3.2. Mettre en place des organisations collectives pour gérer les paysages.....	814
6.4.3.3. Certification et débouchés : effets sur la diversification végétale dans les territoires (certification produits, fermes et paysages).....	816
6.4.3.4. Faire de la transdisciplinarité pour dépasser les difficultés à étudier/gérer les territoires.....	817

6.4.4. Conclusion	819
6.5. Conclusion du chapitre	821
6.5.1. La plupart des verrous et leviers sont communs aux différents modes de diversification végétale ..	821
6.5.1.1. Conséquences technico-économiques des stratégies de protection des cultures basées sur la diversification végétale	824
6.5.1.2. Amont des filières	826
6.5.1.3. Aval des filières	827
6.5.2. Un manque de rentabilité à relativiser	828
6.5.3. Les dynamiques de changement à considérer étant complexes, il faut penser la diversification végétale de manière systémique	829
6.5.4. Perspectives sur l’accompagnement de la diversification.....	830
6.5.5. Besoins de recherche	832
6.5.5.1. Comprendre la place de la diversification dans la transition vers une agriculture sans pesticides	832
6.5.5.2. Evaluer les effets des différents modes de diversification sur le fonctionnement et la rentabilité des exploitations agricoles.....	833
6.5.5.3. Lever les verrous liés à l’insertion des exploitations dans les filières agricoles.....	833
6.5.5.4. Lever les verrous liés au déploiement de la diversification dans les territoires	834
6.5.5.5. Concevoir des stratégies d’accompagnement de l’adoption à large échelle.....	834
Bibliographie	835
Annexe 6-1. Requêtes utilisées pour interroger les bases de données bibliographiques	853

Introduction

Le Chapitre 2 a mis en évidence des freins et leviers génériques à la diversification, liés à l'organisation de la production agricole à différents niveaux, de l'exploitation à la filière, dans un contexte socioéconomique et politique ayant une influence forte. La manière dont ces freins et leviers influencent l'adoption de pratiques de diversification dépend cependant des modes de diversification envisagés, du système de production qu'il s'agit de modifier et des filières et territoires dans lesquels il s'insère. Le Chapitre 3 a précisé les différents modes de diversification végétale qui peuvent avoir un effet sur les bioagresseurs et leur régulation. Le Chapitre 5 a par ailleurs identifié les effets de ces modes de diversification sur la biodiversité et les services écosystémiques fournis par les écosystèmes agricoles. Dans ce chapitre, nous examinons au moyen de la littérature scientifique les conditions de déploiement des stratégies de protection des cultures reposant sur la diversification végétale. L'encadré 6-1 présente la stratégie d'élaboration et d'analyse du corpus bibliographique.

La section 6.1 examine les stratégies basées sur une diversification intra-parcellaire. Nous considérons les verrous et leviers liés à l'adoption des mélanges variétaux intraspécifiques de semences certifiées, l'utilisation de semences traditionnelles et paysannes, l'utilisation de plantes de services dans les grandes cultures, les mélanges de cultures de rente en grandes cultures, ainsi que les mélanges interspécifiques hors grandes cultures (maraîchage, arboriculture). La section 6.2 discute les modalités d'introduction de nouvelles cultures dans les assolements ou les rotations, en considérant les principaux systèmes de production : les systèmes de grandes cultures et les systèmes maraîchers, ainsi qu'un encadré sur les systèmes de polyculture élevage (encadré 6-2). Les enjeux au niveau de l'exploitation sont distingués de ceux relatifs à son insertion dans les filières. La section 6.3 examine les freins et leviers relatifs au maintien et à l'introduction d'éléments semi-naturels à différents niveaux (bords de champ, agroforesterie et prairies permanentes). A noter que, si du point de vue agroécologique, l'agroforesterie correspond à un mode de diversification interspécifique intraparcélaire (Chapitre 2), elle est considérée par la réglementation et les politiques publiques sous l'angle de l'insertion d'éléments semi-naturels (les arbres) au sein des parcelles. C'est pourquoi ce mode de diversification est abordé dans cette troisième section. La section 6.4 étudie enfin les enjeux liés à la coordination de la diversification végétale à l'échelle des paysages, avec un focus sur les interactions entre acteurs à l'échelle territoriale.

Encadré 6-1. Stratégie de constitution et d'analyse du corpus bibliographique

Contrairement au Chapitre 2, chapitre de cadrage visant à décrire de façon générale les déterminants des pratiques de diversification et de protection des cultures, le Chapitre 6 porte plus spécifiquement sur l'objet au cœur de l'ESCO : la diversification végétale pour la protection des cultures. Pour renseigner les conditions de déploiement de telles stratégies de protection des cultures, des interrogations systématiques des bases de données bibliographiques ont été réalisées afin de constituer le corpus bibliographique support de l'analyse.

Compte tenu des disciplines scientifiques concernées, la base Scopus a été interrogées en complément du Web of Science (WoS). Si le WoS s'avère suffisant en matière de couverture des disciplines biotechniques, il ne l'est pas concernant les disciplines des sciences économiques et sociales. Ces dernières sont mieux couvertes par Scopus (plus grande diversité de journaux référencés). Les deux bases ont donc été interrogées avec les mêmes requêtes (moyennant un ajustement de leur formulation imposée par les spécificités techniques de chaque base), puis les résultats dédoublonnés compte tenu de leur recouvrement partiel.

Les requêtes constituées pour collecter la littérature sont structurées schématiquement de la façon suivante :

[« *modes de diversification* »] AND [« *facteur socio-économique* »] AND [« *agriculture* »]

[« *modes de diversification* »] AND [« *protection cultures* »] AND [« *agriculture* »]

Contrairement au Chapitre 3, les interrogations n'ont pas été réalisées par mode de diversification. Ici, l'entrée structurante est le niveau d'organisation économique (exploitation agricole, filière, territoire, politiques publiques). Ainsi, les composantes « *modes de diversification* », « *protection cultures* » et « *agriculture* » sont des listes de mots-clés communes à toutes les requêtes. La composante « *modes de diversification* » rassemble tous les mots-clés utilisés dans le Chapitre 3 pour caractériser les différents modes de diversification végétale. La composante « *protection cultures* » rassemble à la fois des mots-clés utilisés dans le Chapitre 3 pour désigner la notion de contrôle des bioagresseurs et des mots-clés relatifs à l'usage de pesticides. La composante « *agriculture* » sert à éliminer les articles ne portant pas sur le secteur agricole.

La composante « *facteur socio-économique* » est en revanche propre à chaque groupe d'experts, et désigne les facteurs qui, à chaque niveau d'organisation socio-économique, sont susceptibles d'influer sur l'adoption et/ou la mise en œuvre des différents modes de diversification végétale (facteurs identifiés en Chapitre 2). Le détail des requêtes est présenté en annexe du présent chapitre.

Aucune restriction n'a été appliquée dans le WoS ni dans Scopus, si ce n'est le type de références limité aux articles scientifiques, aux synthèses - *reviews* - et aux ouvrages et chapitres d'ouvrages. Chacune des requêtes ainsi constituée a permis de collecter plusieurs dizaines à plusieurs centaines d'articles scientifiques. Les experts en ont d'abord réalisé un tri reposant sur la lecture des titres et des résumés, afin (i) d'éliminer les travaux ne portant pas sur la thématique d'intérêt, ainsi que ceux portant sur des contextes agricoles et socio-économiques trop éloignés de celui de la France (pays en développement notamment), et (ii) de ventiler les références potentiellement pertinentes entre les 4 grandes catégories de diversification végétale structurant ce chapitre : (i) diversification intra-parcellaire (mélanges variétaux et d'espèces), (ii) diversification temporelle (allongement des rotations, introduction de courts d'interculture), (iii) diversité des éléments semi-naturels (incluant ici l'agroforesterie) et (iv) diversification à l'échelle du paysage.

Par construction, ces interrogations ne peuvent pas collecter l'intégralité de la littérature pertinente, en particulier la littérature grise relative aux politiques publiques et la littérature juridique. Les experts ont donc complété ces corpus en y intégrant des articles connus de leur part dans le cadre de leurs propres activités de recherche.

Dans un second temps, les experts ont procédé à la lecture plus approfondie des articles retenus à l'issue du premier tri. Cette lecture plus complète des articles a conduit à l'élimination d'un certain nombre de références initialement jugées pertinentes d'après leur titre et résumé, mais qui se sont avérées non utiles à l'analyse.

6.1. Déploiement de la diversification végétale intra-parcellaire pour gérer les bioagresseurs

Coordination : Stéphane Lemarié

Contribution : Laurent Bedoussac, Stéphane Cordeau, Jérôme Enjalbert

6.1.1. Introduction

Le déploiement de la diversification intra-parcellaire couvre un ensemble de modalités assez variées sur le plan technique. Dans cette section, nous traiterons successivement de trois modes de diversification : (i) une diversification intraspécifique, (ii) une diversification interspécifique correspondant à l'association entre une culture de rente et certaines plantes de service, et enfin, (iii) une diversification interspécifique correspondant à la production de différentes cultures de rente dans une même parcelle.

Pour chacune de ces modalités, il existe une grande variété de contextes socio-économiques qui déterminent la nature des verrous et leviers pour ce type de diversification. Ces contextes sont liés en bonne partie au type de production et aux filières associées (grandes cultures, maraîchage, arboriculture) qui induisent des contraintes économiques plus ou moins importantes. A titre d'exemple, les verrous et leviers les plus importants pour une diversification intraspécifique en grandes cultures sont très différents selon que l'on parle de mélanges variétaux (i.e. de mélanges de variétés commerciales¹) ou de semences paysannes (i.e. de variétés populations ou de pays, composées de nombreux génotypes différents). En effet, les verrous et leviers au développement de ces mélanges de variétés inscrites renvoient généralement à l'adaptation du système agricole existant alors que l'usage des semences paysannes est associé à un changement plus radical de modèle économique, nécessitant potentiellement des changements réglementaires significatifs.

Les articles de la littérature traitant des verrous et leviers à la diversification intra-parcellaire sont généralement spécifiques à un mode de diversification donné, déployé dans un certain contexte socio-économique (filière et modèle économique). Cette section est organisée par mode de diversification et, pour certaines modalités, la présentation est divisée par type de filière ou de contexte socio-économique dès lors que des problématiques assez différentes sont soulevées. Au final, cinq cas de figure sont présentés successivement : (i) les mélanges intraspécifiques de variétés commerciales, (ii) les semences paysannes et traditionnelles, (iii) les mélanges interspécifiques combinant une culture de rente et des plantes de services, (iv) les mélanges interspécifiques de cultures de rente en grandes cultures, et (v) les mélanges interspécifiques de cultures de rente en arboriculture et maraîchage. A la fin de cette section, nous présentons une synthèse des verrous et leviers selon les modes de diversification.

Deux grandes questions socio-économiques sont généralement traitées dans les articles de la littérature. La première porte sur la mesure de la rentabilité de ces pratiques, le plus souvent mesurée au niveau de la parcelle en comparaison avec des systèmes moins diversifiés. La seconde porte sur les verrous et leviers à l'adoption, au-delà des questions de rentabilité, et qui dépassent généralement le cadre de l'exploitation agricole pour couvrir l'ensemble de la filière depuis la fourniture d'intrants ou d'agroéquipements jusqu'à la gestion des débouchés.

On notera pour finir que, comme pour les autres sections, cette revue de la littérature se limite au contexte Européen ou équivalent (Amérique principalement), les travaux appliqués aux contextes africains et asiatiques n'ayant, à de rares exceptions près, pas été retenus du fait de contextes trop différents.

¹ On entend par variétés commerciales, des variétés inscrites au catalogue officiel des variétés. Ces variétés répondent donc au standard DHS (Distinction Homogénéité Stabilité) et, pour les grandes cultures, répondent au critère VATE (Valeur Agronomique Technologique et Environnementale). Voir section 2.4.1.2 du Chapitre 2 pour plus de détails.

6.1.2. Les mélanges variétaux intraspécifiques

Pour l'essentiel la littérature mentionnée dans cette sous-section porte sur les cultures semées (grandes cultures et potagères) et très peu sur les cultures plantées (arboriculture, maraichage et vigne). Par ailleurs, les mélanges variétaux sont évoqués pour répondre à deux problématiques concernant les bioagresseurs : (i) la problématique, centrale dans ce chapitre, de réduction de la pression de ces bioagresseurs pour limiter les dégâts potentiels sur les cultures, et (ii) la problématique de maintenir la durabilité des résistances variétales aux bioagresseurs, en limitant la diffusion de ceux qui auraient contourné ces résistances. L'essentiel de cette sous-section est consacré à la première des deux problématiques, la seconde étant évoquée en fin de sous-section.

6.1.2.1. Rentabilité pour l'agriculteur

Baniszewski *et al.* (2021) présentent les résultats d'une expérimentation sur des mélanges de variétés de blé aux Etats-Unis (Pennsylvanie) pendant trois années consécutives. Un mélange de quatre variétés est comparé à la performance moyenne des variétés en culture pure. Les maladies foliaires (excepté celles de l'épi) sont réduites, avec un effet du mélange variétal généralement équivalent à un traitement fongicide. Les auteurs montrent que les niveaux de **rendement** et de **profit** sont très similaires. On ne perd donc rien à utiliser un mélange de variété, cette pratique stabilisant les rendements et pouvant conduire à réduire les risques en cas d'attaques assez marquées de bioagresseurs.

Snyder *et al.* (2021) analysent l'effet de l'usage de mélange de variétés de choux (brocoli, chou de Bruxelles, chou, chou-fleur, chou vert, chou frisé et chou-rave) sur les dégâts liés à des insectes herbivores. L'expérimentation est faite dans des exploitations américaines de l'Etat de New-York aux Etats-Unis avec différentes compositions de mélanges, dates de semis et différents contextes paysagers. Les analyses montrent que le **profit** est peu affecté par le nombre de variétés composant le mélange, mais qu'il augmente lorsque les variétés mélangées présentent différentes couleurs.

6.1.2.2. Verrous et leviers à l'adoption

Casagrande *et al.* (2017) s'appuient sur une enquête auprès de 194 agriculteurs en grandes cultures situés en France pour étudier leurs pratiques de diversification, dont le mélange de variétés². Le recours au mélange de variétés permet en général aux agriculteurs de diminuer leur usage de pesticides et cette pratique est utilisée en particulier par des agriculteurs en agriculture biologique pour lesquels l'usage de pesticides n'est pas possible. Cette pratique est contrainte principalement par des exigences de pureté variétale qui peuvent exister pour certains débouchés. Cette contrainte n'apparaît pas dans les cas particuliers où les agriculteurs valorisent eux-mêmes leur récolte au sein de l'exploitation (ex : farine, pain, pâtes) mais cette stratégie correspond à un modèle économique très différent et plus intensif en travail.

Dans le contexte assez différent de l'arboriculture fruitière, Knapp *et al.* (2021) étudient l'effet de **l'assurance** contre la grêle sur différentes décisions de diversification, à partir d'une enquête auprès de 1176 producteurs en Suisse. Dans ce contexte, les auteurs indiquent que le recours au mélange de variétés peut permettre à la fois de mieux gérer des aléas climatiques, en mélangeant des variétés de maturité différentes, et aussi de limiter la pression de bioagresseurs. L'assurance vis-à-vis d'un risque donné est généralement vue comme un substitut aux stratégies de diversification visant à contrôler les effets de ce même risque. Par exemple, si la principale motivation pour utiliser un mélange de variétés est de limiter les effets de la grêle, cette pratique présente moins d'intérêt si l'agriculteur souscrit un contrat d'assurance contre la grêle. Néanmoins les auteurs mentionnent que la motivation pour utiliser des mélanges de variétés peut porter sur d'autres risques, dont le contrôle des bioagresseurs, décision qui devrait être assez indépendante de la décision de souscription à un contrat d'assurance contre la grêle. Enfin les auteurs étudient différentes décisions de diversification qui peuvent

² Cette référence sera donc reprise dans différentes sections de ce chapitre. Les résultats présentés ici sont basés principalement sur une enquête plus détaillée (par entretien) auprès d'un sous-échantillon de 29 agriculteurs parmi les 194 enquêtés au départ.

interagir entre elles, créant ainsi des effets indirects (positif ou négatif) des contrats d'assurance. La multiplicité de ces effets rend d'autant plus intéressante une analyse empirique complète, telle qu'elle est réalisée dans l'article. L'enquête montre ici que la mise en place d'assurances face à la grêle tend à favoriser les pratiques de diversification au sein de la ferme dont le mélange variétal, mais défavorise les pratiques de diversification en dehors de la ferme. L'analyse est conduite en considérant les productions sur quatre cultures (baies, cerise, prune et raisin) avec 13 à 36 variétés par culture.

Labarthe *et al.* (2021) s'intéressent aux verrous et leviers au sein de la filière céréalière française pour le développement des mélanges de variétés de blé tendre. Cette pratique est vue comme une pratique favorable à l'environnement du fait qu'elle limite la pression de bioagresseurs. Les auteurs montrent, en premier lieu, que le développement des mélanges nécessite que différents acteurs au sein de la filière acquièrent des connaissances de nature assez nouvelles, relatives à l'usage des mélanges, par rapport aux connaissances qu'ils ont l'habitude d'utiliser³. Différents scénarios socio-économiques de développement de ces mélanges de variétés sont possibles selon les stratégies d'exploration adoptées par ces acteurs. Dans un premier cas de figure, qui est la situation la plus fréquemment observée en France, le mélange est réalisé par l'agriculteur avec l'appui éventuel de conseillers. Dans un second cas de figure, le mélange est conçu et commercialisé par les distributeurs de semences en combinant des variétés qui peuvent provenir de différents semenciers⁴. Enfin, dans un dernier cas de figure hypothétique (non observé à ce jour), le mélange pourrait être conçu par le semencier, celui-ci pouvant même intégrer l'objectif de sélection pour une valeur en mélange⁵ dans son programme de sélection. Avec les mélanges de variétés, l'innovation variétale repose d'une part sur chaque variété composant le mélange et d'autre part sur le choix de la combinaison de variétés à mélanger, ces deux parties de l'innovation pouvant être réalisées par des acteurs différents, pouvant conduire à terme à une redistribution des bénéfices entre acteurs.

Enfin, Labarthe *et al.* (2021) s'intéressent également aux effets des standards de marché⁶. Le premier est lié à la réglementation sur les semences qui, jusqu'à récemment, empêchait la vente de mélanges de variétés. Plusieurs arguments amènent les auteurs à relativiser l'effet de ce verrou sur l'adoption des mélanges variétaux. Comme précisé plus haut, cette réglementation n'empêche pas les agriculteurs de réaliser eux-mêmes leur mélange (pratique la plus courante). Par ailleurs, même si l'autorisation est accordée, le développement des mélanges dépend en grande partie du besoin d'acquérir des connaissances nouvelles mentionnées plus haut. Ceci est bien illustré par le cas des mélanges de variétés d'orge au Danemark dont la diffusion est réduite malgré une réglementation rendant possible depuis longtemps le commerce de ces mélanges. Le second standard de marché analysé par Labarthe *et al.* (2021) concerne les débouchés et plus particulièrement le besoin imposé par la meunerie française de livraison en variétés pures. Bien que ce débouché ne représente que 15% des volumes produits en France, il est celui qui apporte la meilleure valeur ajoutée, conduisant ainsi les organismes collecteurs-stockeurs à privilégier la culture de ces variétés en pur, ce qui représente un verrou important au développement des mélanges de variétés y compris pour d'autres débouchés.

La performance des mélanges dépend du choix des variétés qui sont combinées. Les degrés de liberté pour le choix d'un mélange sont quasiment infinis, du fait du nombre très élevé de variétés mises en marché, de la possibilité de mélanger un nombre de variétés plus ou moins grand et de la possibilité d'ajuster les proportions des différentes variétés dans les mélanges. Par ailleurs, les contextes de production et les attentes des agriculteurs vis-à-vis des mélanges peuvent être différents d'une exploitation à l'autre. Les agriculteurs ou les organismes de recherche ou de développement peuvent utiliser l'expérimentation pour comparer différents mélanges, ceci ne peut être fait que sur une pré-sélection de mélanges. Des démarches participatives d'idéotypage ont été mises en œuvre en France pour réaliser cette pré-sélection et des travaux de recherche sont conduits pour développer des règles d'assemblage des variétés pour satisfaire les objectifs de production des agriculteurs (Barot *et al.*, 2017 ; Hazard *et*

³ En référence aux travaux en économie de l'innovation, cela nécessite que les différents acteurs de la filière conduisent certaines *explorations* pour acquérir ces nouvelles connaissances, ce qui les conduit à sortir de l'*exploitation* des connaissances qu'ils font de manière plus usuelle.

⁴ La commercialisation depuis 2018 des [Mélanges Moulin Soufflet](#) (MMS) est une illustration de ce deuxième cas de figure.

⁵ La valeur (ou aptitude) en mélange d'une variété renvoie à la performance de cette variété lorsqu'elle est utilisée en mélange. Cette valeur se distingue de la valeur en pure lorsque la variété est cultivée seule dans une parcelle. Les variétés de blé sont sélectionnées actuellement pour leur valeur en culture pure. Le déploiement de mélanges variétaux pourrait demander aux entreprises de sélection une réévaluation des objectifs de sélection vers des variétés adaptées aux mélanges (aptitude au mélange), accompagnée par le déploiement de nouveaux schémas de sélection (Forst *et al.*, 2019).

⁶ Les standards de marché sont des règles qui encadrent la définition des produits qui sont échangés. Ces règles peuvent être basées sur des réglementations ou sur des conventions établies entre les acteurs qui participent à ces échanges.

al., 2016). En considérant ces activités de conception de règles d'assemblage comme un processus de design, Toffolini *et al.* (2020) étudient la coévolution entre les connaissances produites en recherche et les cibles de la conception. Ils mettent en évidence l'originalité des connaissances produites par les chercheurs impliqués dans ces démarches de recherche participative. Dans le cas des mélanges de variétés, l'originalité porte sur la prise en compte de la diversité des critères d'évaluation des agriculteurs nécessitant une analyse multidimensionnelle de l'effet des mélanges de variété. Toffolini *et al.* (2020) appliquent la même démarche d'analyses à différents projets de recherche (9 cas étudiés) dont deux autres projets appliqués à des pratiques de diversification intra-parcellaire sur lesquels nous reviendrons plus loin.

6.1.2.3. La question de l'usage des mélanges pour la gestion des résistances

L'usage de mélanges variétaux (et plus généralement d'une diversité génétique intra-spécifique) est un levier intéressant pour mieux gérer la durabilité des résistances de ces variétés aux bioagresseurs (maladies et insectes) sur le long terme et ainsi limiter les risques de contournement de ces résistances (voir section 3.2 du Chapitre 3, et notamment les exemples sur la culture de l'orge en ex-RDA et la culture de variétés de riz traditionnelles en Chine).

La problématique de la gestion des résistances est assez différente de celle de l'usage de mélanges de variétés pour contrôler le développement des bioagresseurs et réduire les dégâts qu'ils induisent. Dans ce deuxième cas, l'usage du mélange bénéficie principalement à l'agriculteur et l'enjeu est donc d'évaluer ce bénéfice et les verrous et leviers qui influencent celui-ci. A l'inverse, la problématique de gestion des résistances est abordée généralement à une échelle plus large que l'exploitation agricole compte tenu des capacités de dispersion des bioagresseurs. L'analyse nécessite donc de prendre en compte les coûts et bénéfices au-delà de l'exploitation (firmes semencières, distributeurs et collecteurs). Une gestion efficace des résistances nécessite une coordination de l'ensemble des acteurs (agriculteurs, coopératives, etc.) à l'échelle au moins d'un territoire. De manière plus générale, la gestion des résistances soulève des problèmes de gestion des communs, sur lesquelles nous reviendrons dans la section 6.4 dédiée à la gestion de la diversité à l'échelle du territoire.

On notera pour finir que la séparation que nous venons de faire entre, d'un côté, la problématique de gestion des résistances et, de l'autre, la réduction de la propagation des bioagresseurs est assez artificielle. Dans les faits, ces deux problématiques ont un impact sur les services rendus à l'agriculteur : (i) la réduction de la propagation des bioagresseurs ne se limite pas à la parcelle et peut bénéficier aux agriculteurs voisins, et (ii) le contrôle des populations de bioagresseurs peut contribuer à limiter aussi leur adaptation. Une approche complète nécessiterait donc d'intégrer ces deux problématiques, mais **ceci n'a pas encore été abordé dans la littérature.**

6.1.3. Les semences traditionnelles et paysannes

Une autre forme de diversification intra-spécifique et intra-parcellaire consiste à utiliser des variétés traditionnelles ou des semences paysannes qui, par définition, présentent un certain niveau d'hétérogénéité génétique. Les variétés traditionnelles (ou de pays/anciennes) sont des variétés dont l'origine remonte à plus d'un siècle avant la mise en œuvre de la sélection moderne. Les semences paysannes sont issues quant à elles de sélections plus récentes de réseaux d'agriculteurs sur de nouveaux croisements, ou extraites/recomposées à partir de variétés traditionnelles. Ces variétés ou semences ne répondent donc pas au critère DHS (Distinction, Homogénéité, Stabilité) qui doit être respecté par les variétés commerciales pour être inscrites au catalogue officiel des variétés.

Si ces variétés traditionnelles ou semences paysannes ne permettent pas d'atteindre des niveaux de rendement équivalents aux variétés commerciales en conditions optimales, elles peuvent néanmoins présenter des performances égales ou supérieures dans des conditions de faible niveau d'intrants (blé en Agriculture Biologique par ex., van Frank *et al.*, 2020). Par ailleurs, des performances spécifiques associées à d'autres caractéristiques (par exemple leurs qualités organoleptiques) peuvent être valorisées dans des circuits de commercialisation spécifiques. En d'autres termes, l'usage de semences traditionnelles ou paysannes⁷ peut s'avérer économiquement viable pour

⁷ L'usage des termes « variétés » (et non pas semences) pour les variétés traditionnelles, et « semences » (et non pas variétés) pour les semences paysannes correspond à l'usage le plus courant dans la littérature. Pour alléger le texte, lorsque les deux types de variétés/semences sont évoqués ensemble, nous parlerons de semences traditionnelles et/ou paysannes au lieu de variété traditionnelle et/ou semences paysannes.

les agriculteurs s'il s'intègre dans un modèle économique particulier, celui-ci étant souvent en agriculture biologique. Les travaux mettant en avant ce premier résultat sont présentés dans un premier temps.

A la différence des variétés commerciales, il n'existe pas un secteur spécialisé sur l'offre de semences traditionnelles ou paysannes. Le maintien de ces semences repose donc sur un réseau d'échange entre agriculteurs dont l'importance est développée dans un second temps.

La gestion des bioagresseurs n'est généralement pas au cœur des analyses qui sont présentés ici. Néanmoins, cette question fait partie d'une problématique plus générale dans laquelle les agriculteurs se situent pour être amenés à utiliser des semences traditionnelles ou paysannes. Par exemple, l'usage de ces semences est généralement fait par des agriculteurs en Agriculture Biologique, mode de production qui nécessite de mettre en place des nouvelles stratégies de régulation des bioagresseurs. Plus généralement, le recours aux semences traditionnelles ou paysannes s'intègre dans une démarche visant à rendre plus naturelle les conditions de production et limiter les pratiques conduisant à une artificialisation des milieux de production. Ceci passe nécessairement par une forte réduction ou un arrêt de l'usage de pesticide, rendant alors importante la question de la régulation des bioagresseurs.

6.1.3.1. Un modèle économique spécifique

Les travaux présentés ici discutent du modèle économique de valorisation de la production faite à partir de variétés traditionnelles. Ce mode de valorisation est vu comme une condition indispensable pour maintenir un intérêt des agriculteurs à utiliser des variétés traditionnelles. Sans cette condition les analyses montrent que les agriculteurs tendent progressivement à basculer vers des variétés commerciales.

Dwivedi *et al.* (2019) font un large recensement des travaux et d'exemples d'usage de variétés traditionnelles sur une large gamme d'espèce agricoles de grandes cultures et potagères. La concurrence des variétés commerciales a souvent conduit au recul des variétés traditionnelles. Néanmoins, il existe des modèles économiques viables basés sur l'usage de variétés traditionnelles et notamment sur l'autoproduction de semences, la valorisation de leurs qualités organoleptiques et une distribution en circuit court. A ce jour, ces modèles économiques correspondent généralement à des niches de marché. Les auteurs mettent notamment en avant le modèle de recherche participative basé sur le partenariat entre semenciers, agriculteurs, transformateurs et consommateurs.

Guzzon *et al.* (2021) analysent plus précisément les facteurs qui affectent la diversité génétique de maïs accessible par les agriculteurs en Amérique du Sud et plus particulièrement celle incorporée dans les variétés traditionnelles. Dans cet article de synthèse, les auteurs montrent que l'introduction de variétés commerciales tend à réduire l'usage des variétés traditionnelles. Les auteurs recensent trois principaux leviers pour favoriser le maintien des variétés traditionnelles : (i) le développement de marchés spécifiques permettant de valoriser la production faite à partir de ces variétés, (ii) la facilitation de l'accès aux semences de ces variétés en favorisant les réseaux d'échange ou en rendant possible l'inscription de ces variétés au catalogue national des variétés, et (iii) l'amélioration génétique de ces variétés par des organismes de recherche ou par la sélection participative. Bien que le terrain étudié soit l'Amérique du Sud, ces résultats sont en grande partie transposables au contexte Européen. Les auteurs citent d'ailleurs deux cas de promotion de l'usage de variétés traditionnelles en alimentation humaine, celui de variétés utilisées pour la polenta en Italie et celui du Millo Corvo utilisé pour le pain au maïs en Espagne.

En étudiant la production et l'usage de variétés traditionnelles de cornichon au Japon, Kimura (2021) a montré que ces variétés peuvent être valorisées dans des marchés de niche. Ces débouchés à plus forte valeur ajoutée permettent ainsi le maintien des variétés traditionnelles face aux variétés commerciales hybrides beaucoup plus productives.

Veteto et Carlson (2014), de leur côté, documentent l'évolution de la diversité et des variétés cultivées dans des vergers de pommiers historiques dans les Appalaches (USA) en essayant de les relier au changement climatique. Ils montrent que les variétés traditionnelles ont été progressivement abandonnées au profit de variétés commerciales, du fait de changements dans les goûts des consommateurs, mais aussi de la délocalisation de la production des plants en Chine, en lien avec la chute des prix et les pertes de rentabilité des pépinières, et ce alors même que ces variétés sont plus sensibles aux maladies.

Longin et Würschum (2016) analysent la stratégie pour promouvoir des espèces de céréales peu cultivées dans des contextes de pays industrialisés⁸. L'analyse porte plus particulièrement sur le cas de l'épeautre (*Triticum aestivum* ssp. *Spelta*), du petit épeautre (*Triticum monococcum*) et de l'amidonnier (*Triticum turgidum* ssp. *dicocum*), espèces pour lesquelles des centaines d'accessions⁹ sont disponibles dans les banques de gènes. Les auteurs proposent une stratégie qui s'appuie avant tout sur une caractérisation des accessions quant à leurs propriétés agronomiques et nutritionnelles. Sur le plan agronomique, il s'agit d'identifier les accessions les plus adaptées dans différents environnements de production. Sur le plan économique, les auteurs mettent en avant un modèle de niche basé sur la valorisation des qualités nutritionnelles spécifiques. Un tel modèle permettrait de dégager des prix élevés pour la production ce qui pourrait compenser les faibles rendements des cultures. Cependant, un défaut important de ces espèces est leur longueur de paille qui entraîne des risques de verse, si bien qu'un minimum de sélection génétique serait nécessaire. Un exemple donné de cette logique est celui de la production d'épeautre qui représente aujourd'hui 100 000 ha en Europe et dont le succès s'appuie sur des travaux de sélection réguliers depuis les années 1970, menés notamment par l'université de Hohenheim en Allemagne.

De nombreuses expériences de sélection participative sont apparues en France et ont fait l'objet de nombreuses analyses en sciences sociales. Ces expériences s'appuient sur des réseaux d'agriculteurs, souvent en Agriculture Biologique, qui souhaitent souvent se faire appeler *paysans* (Demeulenaere et Goldringer, 2017). Une part importante de ces réseaux sont réunis au niveau national au sein du réseau semences paysannes. Les espèces travaillées sont des espèces de grandes cultures et des espèces fourragères. Dans les premières étapes, ces réseaux sont à l'initiative de la réintroduction de variétés traditionnelles, avec l'objectif d'évaluer leur intérêt dans différentes conditions pédoclimatiques et de conduites. Très généralement, les paysans participant à ces réseaux pratiquent une activité de sélection, débouchant sur des semences paysannes. Au-delà des activités de sélection ou d'évaluation des variétés, certains paysans se sont engagés dans la valorisation en aval de leur activité. Par exemple, dans le cas de la production de blé panifiable, certains paysans-boulangers ont développé de nouvelles activités pour aller jusqu'à la production de pain (Demeulenaere et Bonneuil, 2005). La valorisation de la production est généralement faite en circuit court, permettant une bonne reconnaissance de la part des consommateurs. Cette reconnaissance de la part des consommateurs est basée à la fois sur la qualité intrinsèque des produits, mais aussi sur le modèle agricole qui est ainsi défendu (exploitation de petite taille, semences sans droit de propriété). Même si cela ne semble pas avoir été étudié dans le cas précis des produits issus de semences paysannes, on retrouve ici des actes de consommations engagés telles que ceux étudiés pour les paniers de fruits et légumes par Dubuisson-Quellier et Lamine (2004). Finalement, du point de vue de l'agriculture biologique, ces démarches marquent des ruptures importantes qui conduisent à une reconception complète des systèmes (Desclaux *et al.*, 2009). Dans de nombreux cas, ces réseaux s'appuient sur des collaborations avec des chercheurs, conduisant à la production de connaissances scientifiques originales (Toffolini *et al.*, 2020).

6.1.3.2. L'importance des échanges de semences traditionnelles ou paysannes

L'importance des échanges de semences traditionnelles a déjà été évoquée plus haut et notamment dans la synthèse de Guzzon *et al.* (2021) sur le maïs en Amérique du Sud. Une analyse assez proche est faite par Bela *et al.* (2006) dans le contexte hongrois. Ces derniers font une analyse détaillée des institutions qui encadrent le marché des semences et leurs effets sur les stratégies et comportement des différentes parties prenantes. Certains agriculteurs, ayant généralement des exploitations de petite taille, préfèrent continuer d'utiliser des variétés traditionnelles plutôt que des variétés commerciales. Bien que les variétés traditionnelles puissent être valorisées notamment en Agriculture Biologique, leur usage et leurs échanges sont fortement contraints par la législation qui privilégie les variétés commerciales car homogènes, critère non satisfait par les variétés traditionnelles.

Comme expliqué précédemment, il n'existe pas de marché structuré pour la production de semences traditionnelles ou paysannes avec des acteurs spécialisés sur cette offre. Le maintien de ces semences repose donc sur un réseau d'échange informel entre agriculteurs. Mazé *et al.* (2021) présentent quelques modes d'organisation type adoptés par les différents réseaux d'agriculteurs en sélection participative en France. Selon les cas, le réseau peut être complètement décentralisé s'appuyant sur des échanges directs entre paysans ou, à

⁸ Cette article est discuté ici pour sa pertinence sur la question des nouveaux modèles économiques. Néanmoins, rien n'indique dans cet article si le matériel sélectionné et utilisé ensuite pour la production est hétérogène ou non. En tout état de cause, cet article est pertinent pour d'autres modes de diversification (inter-parcellaire) discuté plus loin dans ce chapitre.

⁹ Une accession génétique est un lot identifié de semences d'une collection (banque) de semences.

l'inverse, présenter un certain degré de centralisation avec un coordonnateur (paysan volontaire, personnel employé par le réseau, acteur externe comme une coopérative ou un parc national). Mazé *et al.* (2021) montrent également que les échanges entre paysans ne se limitent pas seulement aux semences, mais qu'ils couvrent plus largement un ensemble de savoirs liés à l'usage de ces semences et à la transformation des récoltes.

De nombreux travaux ont étudié le lien entre ces réseaux d'échanges et l'évolution de la diversité génétique des variétés ainsi échangées. Le maintien d'une diversité génétique au niveau d'une espèce représente des enjeux importants à moyen-long terme, voire à court terme, par exemple lors d'une émergence de maladie nécessitant la recherche de nouvelles sources de résistances. Pour certains agriculteurs, maintenir la diversité génétique des plantes cultivées est un objectif en soit, et cela constitue un levier au déploiement de ces mélanges de variétés. En effet, différents travaux théoriques (Pautasso, 2015 ; Barbillon *et al.*, 2015 ; Thomas *et al.*, 2021b) et empiriques (Thomas *et al.*, 2011, 2012, 2015 ; Labeyrie *et al.*, 2016) ont souligné l'importance de la nature des échanges de semences entre agriculteurs pour le maintien de la diversité et l'adaptation des semences traditionnelles ou paysannes aux conditions locales. Les travaux de Dwivedi *et al.* (2019) et Kimura (2021) mettent en avant l'importance du maintien d'une agriculture basée sur l'usage de variétés anciennes pour la préservation des ressources génétiques sur le long terme. Monteros-Altamirano et Dekgado (2021) ont étudié la résistance au mildiou de variétés traditionnelles de pomme de terre en Equateur. Leur analyse s'appuie sur des essais contrôlés et sur une enquête auprès d'agriculteurs sur leurs pratiques et leur perception du niveau de résistance des différentes variétés. Leurs résultats montrent que **certaines variétés traditionnelles ont gardé un bon niveau de résistance** qui s'explique par le fait que les agriculteurs n'ont pas choisi leur variété uniquement en fonction du niveau de résistance ce qui a permis de limiter ainsi la pression de sélection sur les bioagresseurs. D'autres pratiques comme les rotations, les cultures intermédiaires et le recours au mélange de variétés expliquent aussi ce résultat même si l'analyse qui en est faite dans l'article est seulement qualitative. Pautasso *et al.* (2013) font une revue de la littérature sur les différentes approches gouvernant les réseaux d'échanges de semences entre agriculteurs et leurs effets sur la conservation de la diversité génétique. Rouger *et al.* (2023) et Barbillon *et al.* (2015) montrent, à partir d'une analyse théorique, que la structure des réseaux sociaux qui définissent les échanges de semences entre agriculteurs a un effet sur l'évolution de la variabilité génétique. Ces travaux théoriques ont ensuite été appliqués aux échanges de semences de blé tendre à l'intérieur du Réseau Semences Paysannes, à la fois pour décrire le maintien de la diversité dans la conformation du réseau en place, mais aussi pour prédire les effets de changements de pratiques dans le réseau. Ainsi, les auteurs montrent qu'il n'existe pas de structure de réseau optimale mais que certaines structures de réseaux favorisent le maintien des variétés les plus populaires alors que d'autres favorisent le maintien des variétés rares. Le modèle CropMétaPop (Thomas *et al.*, 2021) a étendu le réalisme de ces modèles et il est actuellement utilisé en modélisation d'accompagnement, pour aider des collectifs à organiser leurs échanges de semences (Rouger, 2022).

Ces échanges entre agriculteurs, critiques pour le maintien de la diversité adaptative des variétés, sont conditionnés par des facteurs socio-économiques et culturels, qui ont fait l'objet de différentes analyses, tant dans des agricultures traditionnelles (Labeyrie *et al.*, 2016 ; Rana *et al.*, 2009) que dans des réseaux d'agriculteurs qui ont émergé dans des contextes d'agriculture conventionnelle (Mazé *et al.*, 2021 ; Thomas *et al.*, 2012a). Le lien étroit entre réseau biologique et réseau social a donné naissance à un nouveau concept : les réseaux-socio-écologiques (Labeyrie *et al.*, 2021). Ainsi, la réglementation sur les semences et les politiques agricoles ont pu être des freins au développement de pratiques agroécologiques et à la gestion à la ferme des semences (Labeyrie *et al.*, 2021). Par ailleurs, des facteurs culturels peuvent impacter les échanges de semences, comme souligné par Dedeurwaerdere et Hannachi (2019), dans le cas du riz sur les terrasses de Yuanyang (Chine), où différentes normes sociales permettent la libre circulation des semences entre paysans (don de semences dès qu'il y a demande), et promeuvent une remarquable durabilité des résistances aux maladies. Et dans cette région, la coexistence entre variétés traditionnelles et variétés modernes est avant tout régie par les opportunités de marchés et des réseaux d'acteurs autour des agriculteurs. De même, les échanges de semences dans une région du Kenya se concentrent à l'intérieur de groupes ethnolinguistiques (Labeyrie *et al.*, 2016). Différentes analyses dans d'autres pays illustrent la diversité de ces facteurs (Li *et al.* (2014) sur le maïs dans le sud de la Chine ; Jensen *et al.* (2013) pour les échanges de semences d'orge au Maroc ; Vanhove et Van Damme (2013) pour le Cherimova en Amérique du Sud). Ces cas, qui contrastent avec le contexte socio-culturel français, peuvent toutefois apporter des enseignements sur les modes d'organisation et de gouvernance et les modèles économiques qui favorisent les échanges de semences. Sur ce point Girard et Frison (2021) montrent, en étudiant l'évolution des accords internationaux sur la biodiversité, une évolution de conception des droits, depuis un droit des agriculteurs vers un droit des paysans, donnant un rôle plus important aux communautés et à leur rôle dans la gouvernance des échanges de semences.

6.1.4. Les plantes de service

Dans cette section, nous discutons de l'usage des plantes de services dans le cas où leur cycle végétatif recoupe au moins en partie celui de la culture de rente. En d'autres termes, le cas des plantes de service utilisées entre deux cultures de rente (culture intermédiaire multi-services) n'est pas discuté ici mais dans la section 6.2 dédiée aux rotations culturales. Cette distinction, qui est claire sur le principe, n'est pas toujours aisée à identifier dans la littérature. Pour le dire autrement, lorsqu'un article parle de plantes de services, il n'est pas toujours évident de savoir si cela correspond à une diversification intra-parcellaire ou à une culture intermédiaire dans la rotation¹⁰.

Jacquet *et al.* (2021) analysent l'utilisation de couverts végétaux¹¹ dans les inter-rangs des vignes pour mieux contrôler les adventices en remplacement de l'usage de glyphosate. A partir des données de l'enquête « Pratiques culturales » menée en France (2016), ils montrent que les couverts végétaux présentent des avantages et des inconvénients. Du côté des avantages, les pratiques sans herbicide sont bien valorisées auprès des consommateurs, ce qui se traduit par un prix supérieur de la production. Du côté des inconvénients, ces pratiques conduisent à des coûts de production et un temps passé supérieurs et un rendement inférieur.

Bangarwa *et al.* (2010) étudient l'effet de l'usage de couverts végétaux composés de crucifères en production de tomates en Arkansas. Les auteurs indiquent que les couverts végétaux ont un effet mineur sur le contrôle des adventices, si bien qu'il est nécessaire de les combiner à un désherbage manuel. Cette pratique est comparée d'une part à une pratique conventionnelle basée sur l'usage d'un herbicide (Methyl bromide), et d'autre part à l'utilisation d'un couvert plastique. Ces différentes pratiques conduisent à des recettes¹² identiques, mais le revenu dégagé est supérieur avec un couvert végétal malgré un surcoût lié au désherbage manuel.

Moore *et al.* (2019) font une analyse détaillée de l'intérêt à implanter des couverts végétaux de graminées entre les rangs de maïs dans le mid-Ouest des Etats-Unis. La motivation première pour adopter cette pratique porte sur la maîtrise de la lixiviation des engrais azotés, l'amélioration de la qualité des sols et une réduction de leur érosion. Néanmoins, les auteurs mentionnent la maîtrise des bioagresseurs comme un bénéfice indirect. Les auteurs mettent en avant deux leviers importants pour favoriser ces pratiques. Le premier concerne la sélection génétique à la fois des plantes de service et de la culture principale. Du côté de la plante de service, il est important que celle-ci ait un enracinement limité et une dormance estivale pour limiter la concurrence avec la culture principale. Or, ces caractères sont généralement contre-sélectionnés dans le cas des graminées cultivées comme culture principale, si bien qu'il est intéressant d'utiliser du matériel génétique ancien (et moins sélectionné). Du côté de la culture principale (le maïs) les auteurs identifient également des caractères spécifiques¹³ qu'il serait utile de sélectionner pour une bonne combinaison avec la plante de service¹⁴. Le second levier mentionné par les auteurs concerne le soutien aux agriculteurs notamment au travers de programmes d'assurance des cultures. En effet, dans le contexte nord-américain, ceux-ci permettent aux producteurs de mieux couvrir les coûts additionnels de cette pratique (ex : semence de la plante de service, coût de semis et d'entretien de ces plantes).

Vincent-Caboud *et al.* (2017) font une revue de littérature sur la combinaison entre le non-labour et les couverts d'interculture, pour ce qui concerne l'Agriculture Biologique en Europe. Dans certains cas, le couvert est maintenu au moment du semis de la culture de rente¹⁵, conduisant ainsi à une diversité intra-parcellaire. La motivation principale pour adopter cette pratique concerne l'apport en azote et le maintien d'une bonne structure du sol. Néanmoins, les auteurs présentent différentes expériences dans lesquelles le couvert végétal permet une meilleure maîtrise des adventices. Selon les auteurs, l'offre très limitée de conseils et de fiches techniques sur ces pratiques de semis sous couvert constitue un frein important au développement de ces

¹⁰ Les rédacteurs de cette section et de la section sur les rotations culturales se sont coordonnés pour que les articles pertinents soient traités dans l'une ou l'autre des sections.

¹¹ Les données utilisées pour cette analyse ne permettent pas d'identifier la nature de ces couverts.

¹² Les recettes correspondent au produit de la vente de la production. Elles ne prennent pas en comptes les coûts.

¹³ Ces caractères spécifiques sont liés à la coexistence avec la plante de service. Il s'agit notamment de la réaction aux effets d'ombrage ou de la sensibilité à certains caractères abiotiques.

¹⁴ Les auteurs ne mentionnent pas le fait que les semences de maïs OGM tolérantes à un herbicide total (ex : glyphosate) ne peuvent certainement pas être utilisées avec de telles plantes de service. Comme ces semences sont très dominantes dans les catalogues des semenciers, la gamme de variété utilisable avec ces plantes de services est donc plus réduite.

¹⁵ Le terme technique utilisé par les auteurs est alors « Living cover crop-based no tillage (LBNT) ».

pratiques. Un autre frein concerne le fait que la fin du cycle végétatif de la plante de service puisse perturber la croissance de la culture de rente. Pour cela la solution communément utilisée est le recours à des plantes de service gélive, mais il peut arriver que cette solution ne soit pas pleinement efficace lors d'hiver doux¹⁶.

Schipanski *et al.* (2014) analysent les effets sur 11 services écosystémiques de l'intégration de plantes de services dans une rotation de 3 ans (soja – blé d'hiver – maïs) dans le contexte nord-américain (Pennsylvanie). Plus précisément, la rotation considérée intègre deux plantes de service : un trèfle rouge semé en mai dans la culture de blé et restant jusqu'au printemps suivant, et un seigle entre la récolte du maïs et le semis du soja. Nous nous intéressons ici plus particulièrement aux effets du trèfle rouge. Les effets sur les services écosystémiques sont calculés à partir de modèles existants et d'avis d'experts lorsque ces modèles sont insuffisants. Ces effets sont décomposés dans le temps, permettant ainsi d'identifier assez précisément l'effet spécifique du trèfle rouge. Les auteurs montrent ainsi un effet très net pour réduire la pression d'adventice, aucun effet sur les insectes ravageurs, un effet positif sur les insectes bénéfiques aux cultures. Concernant les effets économiques (mesurés sur l'ensemble de la rotation), les plantes de services présentent un surcoût lié à la semence, au semis et au labour réalisé à la fin de leur cycle. Avec le paramétrage retenu par les auteurs, ce surcoût n'est pas compensé par l'économie d'azote, mais les auteurs notent que le résultat pourrait être inversé dans un contexte où le prix de l'azote serait supérieur.

Pour terminer, il nous semble utile de mentionner deux verrous potentiels qui n'ont pas été mentionnés dans les références présentées ci-dessous. Le premier concerne le besoin d'équipement de semis spécifique pour pouvoir semer en même temps une plante de service et une culture de rente. Bien que ce matériel soit disponible, l'offre est encore limitée et le coût souvent rédhibitoire. Le second concerne la disponibilité en semences pour certaines espèces, sachant qu'il s'agit de petits marchés et que les agriculteurs ne peuvent pas toujours produire facilement leur propre semence pour ces espèces. Nous reviendrons sur ces autres verrous potentiels à la fin de cette section.

6.1.5. Les mélanges de cultures de rente (en grandes cultures)

6.1.5.1. Rentabilité pour l'agriculteur

Les effets des mélanges de culture de rentes sur le rendement et la marge des agriculteurs ont été synthétisés dans deux articles : Bedoussac *et al.* (2015) concernant les mélanges entre céréales et légumineuses en agriculture biologique et Dowling *et al.* (2021) dans le cas des mélanges entre cultures oléagineuses et légumineuses. Bedoussac *et al.* (2015) présentent des analyses à partir de 58 essais réalisés en France et au Danemark entre 2001 et 2010 qu'ils confrontent avec les résultats de la littérature sur les effets des mêmes mélanges de culture. Dowling *et al.* (2021) synthétisent 41 études¹⁷ réalisées en Europe, Amérique du Nord et Argentine. Pour ce qui concerne les rendements, ces deux synthèses montrent, dans une très grande majorité des cas, que le mélange de culture à un effet positif, avec un *land equivalent ratio* (LER)¹⁸ supérieur à 1. Ce résultat est généralement plus marqué lorsque l'apport d'azote est limité. L'effet sur les bioagresseurs et les adventices sont cités dans ces synthèses mais ne ressortent pas comme les arguments principaux expliquant le LER supérieur à 1.

Bedoussac *et al.* (2015) soulignent que la culture en mélange peut permettre d'augmenter le taux de protéine de la culture céréalière ce qui peut conduire à un prix supérieur de vente de la production. Ils notent néanmoins que le tri des graines peut présenter certaines difficultés compliquant ainsi l'accès à certains débouchés. Au final, Bedoussac *et al.* (2015) montrent que la culture en mélange est la plupart du temps rentable pour l'agriculteur en agriculture biologique, en tenant compte du surcoût lié au tri de la récolte lorsque celle-ci n'est pas autoconsommée sur la ferme. L'effet sur la rentabilité est aussi évalué dans certaines références synthétisées par Dowling *et al.* (2021) et le résultat est généralement positif.

¹⁶ Un problème équivalent se pose avec les plantes de services utilisées en interculture. Néanmoins, dans ce cas, certains équipements peuvent être utilisés pour terminer le cycle de cette plante de service.

¹⁷ Cette revue de littérature couvre aussi le cas de plantes de services mais le nombre de référence sur ce cas-là est limité.

¹⁸ Le LER est la surface qu'il serait nécessaire pour produire en culture pure la même quantité que la production d'une unité de surface avec un mélange de culture. Avec deux cultures (1 et 2) et, il est défini comme $Y1M/Y1P + Y2M/Y2P$ (Y étant le rendement, M renvoyant au mélange et P à la culture pure). Un LER supérieur à 1 amène à conclure que le mélange a un effet positif sur les rendements. D'autres indicateurs sont utilisés dans la littérature (voir Khanal *et al.*, 2021 pour une synthèse).

Pelzer *et al.* (2012) présentent les résultats d'une expérimentation conduite en France sur une association de blé et de pois en comparaison avec ces deux cultures produites chacune en pure. En comparaison de ces dernières, le mélange d'espèces permet de limiter l'apport d'engrais et le recours aux pesticides. Le calcul des marges montre une meilleure rentabilité du mélange et ce quel que soit le niveau d'apport d'azote. Ce calcul ne tient néanmoins pas compte du potentiel surcoût lié au tri de la récolte.

Viguié *et al.* (2018) présentent les résultats d'une expérimentation équivalente conduite en France en agriculture biologique sur une association entre lentille et blé. Un avantage important de cette association est de limiter la verse des lentilles, le blé jouant le rôle de tuteur. Cet avantage permet de limiter les pertes à la récolte lorsque celle-ci est faite mécaniquement. Le rendement et la marge brute sont supérieurs (en comparaison de la culture en pure) avec une récolte mécanique alors que l'ordre est inverse avec une récolte à la main. Les auteurs étudient aussi l'effet de la culture en mélange sur les attaques de bruches sur lentilles qui peuvent causer des dégâts importants, mais aucune différence significative n'est observée avec la culture pure dans cette expérience. Cette étude montre que la diversification n'a pas toujours un effet sur le contrôle des bioagresseurs. C'est également le cas dans Exner *et al.* (1999), qui présentent les résultats d'une expérimentation conduite dans deux fermes de l'Iowa au début des années 90 avec l'implantation de plusieurs cultures (maïs, soja et avoine) en bandes alternées dans une même parcelle. Contrairement à l'exemple précédent, cette méthode présente l'intérêt de ne pas nécessiter de trier la récolte. En prenant en compte les surcoûts de main d'œuvre, cette expérimentation de mélanges de culture conduit à un profit supérieur et plus stable que la production de maïs et de soja en culture seule dans la parcelle. Les auteurs mentionnent cependant une augmentation des problèmes d'adventices dans ces systèmes semés en bandes.

Dans une expérience un peu ancienne (années 1980) menée au Canada (Saskatchewan), Jefferson et Zentner (1994) montrent que la mise en place de l'avoine comme culture abri sur une luzerne peut présenter un intérêt économique dans des conditions irriguées, en permettant notamment un meilleur contrôle des adventices. Que l'avoine soit récoltée en grain ou en fourrage, la marge nette dégagée à partir des deux cultures combinées est supérieure à celle obtenue avec chaque culture seule. Une combinaison similaire est étudiée aussi au Canada par Smith *et al.* (1997) qui mettent en évidence un gain économique¹⁹ à utiliser l'orge ou le blé comme culture abri (récoltée en grain ou fourrage) sur une combinaison luzerne et brome. Les auteurs montrent que le gain est supérieur en conditions irriguées et que ces cultures abris rendent inintéressant l'usage d'herbicide.

Atique-ur-Rehman *et al.* (2020) dressent un inventaire des différentes pratiques de production de coton en mélange, sous la forme de semis en rangs alternés avec du blé, des légumineuses ou des plantes maraîchères. La motivation première de cette pratique est d'augmenter la productivité par unité de surface, ce qui est particulièrement pertinent pour des petites exploitations des pays du Sud. Certains avantages concernant la maîtrise des adventices et de certaines maladies (coté coton ou espèce complémentaire) sont mentionnés. La plupart des analyses montrent que cette pratique permet une augmentation du revenu des agriculteurs. Eure *et al.* (2015) présentent une expérimentation plus spécifique menée en Géorgie avec une production en rangs alternés de coton et de melon (cantaloup). Selon les auteurs, la difficulté de cette production combinée porte sur la maîtrise des adventices, et plus précisément de l'amarante palmiste. Or, si celle-ci est faite correctement (par l'utilisation d'herbicides dans le cas de cette expérimentation) cette pratique apparaît comme bénéfique sur le plan économique en comparaison de la culture pure de l'une ou l'autre des espèces.

Des approches par simulation ont été développées récemment pour explorer l'intérêt de multiples associations d'espèces (voir Chapitre 4). Ainsi Colbach *et al.* (2021) illustrent comment l'utilisation du Modèle Florsys, notamment en combinaison avec des algorithmes d'optimisation, permet d'identifier des mélanges d'espèces et des rotations permettant de répondre à différents critères, comme le rendement, le contrôle des adventices en l'absence d'herbicide et des services de pollinisation. Les auteurs montrent également comment un tel outil, utilisé en modélisation d'accompagnement dans des ateliers avec des techniciens ou agriculteurs, est un puissant outil de formation et d'appropriation de ces pratiques. Un exemple d'atelier de prototypage avec un collectif d'agriculteurs est donné dans l'article.

¹⁹ Comme il s'agit de prairies récoltées plusieurs années, la comparaison est faite ici en calculant une valeur actuelle nette.

6.1.5.2. Verrous et leviers à l'adoption

Dans l'enquête menée en France auprès de 194 agriculteurs, Casagrande *et al.* (2017) identifient les principaux freins identifiés par les agriculteurs pour l'adoption des mélanges de culture de rente concernant les effets sur le calendrier de travail, les équipements, la disponibilité d'information et les débouchés. La production agricole dans les exploitations enquêtées est principalement basée sur des grandes cultures. Les auteurs mettent en évidence la grande hétérogénéité des stratégies des agriculteurs vis-à-vis des différentes pratiques de diversification dont le mélange de cultures. Certaines exploitations intègrent des pratiques de diversification à la marge, par exemple pour répondre à des contraintes règlementaires, alors que d'autres exploitations s'engagent dans une reconception profonde de leur organisation et système de cultures en combinant plusieurs modes de diversification. Les exploitations en agriculture biologique sont particulièrement représentées dans cette dernière catégorie, la diversification présentant un avantage pour mieux contrôler les bioagresseurs et limiter les effets liés au non usage d'engrais minéral. Dans le cas des mélanges de cultures, les effets sur le calendrier de travail sont observés principalement au moment du semis et aussi lors du tri de la récolte dans le cas où l'agriculteur dispose d'équipement pour le faire.

Verret *et al.* (2020a) présentent les résultats d'une enquête auprès de 47 agriculteurs en France (Sud-Ouest et Centre-Ouest), cette enquête portant en particulier sur les espèces utilisées en mélanges, les objectifs poursuivis par les agriculteurs en utilisant ces mélanges et les pratiques agronomiques associées. Les auteurs montrent la très grande diversité des espèces combinées dans les mélanges, même si 97% des mélanges utilisés intègrent au moins une espèce légumineuse, et que les mélanges sont utilisés pour atteindre des objectifs très variés selon les exploitations. Cette enquête s'intéresse aussi aux cas dans lesquels certains agriculteurs décident d'abandonner la pratique de certains mélanges. Une première raison de ces abandons vient des faibles performances agronomiques liées à la mauvaise adaptation du mélange au contexte de l'exploitation ou à des pratiques agronomiques non adaptées. Dans certains cas, les abandons sont aussi liés à des problèmes de débouchés du fait notamment de la présence de débris de graines de légumineuses dans des céréales à pailles.

Lemken *et al.* (2017) analysent, sur la base d'un échantillon de 152 agriculteurs, les facteurs favorisant la culture de mélange de céréales-légumineuse dans le contexte allemand. Les barrières techniques (ex : tri de la récolte) apparaissent comme le principal frein à cette pratique. A l'inverse, les auteurs identifient plusieurs facteurs favorisant l'adoption de cette pratique : (i) la part de cultures pures en légumineuse au sein de l'exploitation, la pratique de l'agriculture de conservation, (ii) la part de la surface agricole dont l'agriculteur est propriétaire ou encore, (iii) la perception de l'agriculteur vis à vis de l'intérêt de cette pratique et du challenge qu'implique sa mise en œuvre. L'enquête ne porte pas spécifiquement sur les effets agronomiques liés à l'usage de ces mélanges, même si les auteurs citent la meilleure régulation des bioagresseurs et la réduction de l'usage de pesticides parmi les effets de ces pratiques.

Thomopoulos *et al.* (2018) proposent une analyse sur un mélange d'espèces blé dur - pois. Les auteurs utilisent un modèle de système dynamique pour structurer le débat entre différents acteurs, ici des agriculteurs et des décideurs publics, notamment sur les facteurs qui peuvent faciliter le recours aux mélanges d'espèces. Le modèle compare deux itinéraires techniques cohérents conçus à dire d'experts pour le contexte du sud-ouest français, à savoir : une culture pure de blé avec 75 kg d'azote minéral et deux traitements fongicides versus une association avec 35 kg d'azote minéral et sans fongicide du fait que cette pratique permet *a priori* une meilleure régulation des bioagresseurs (ici les maladies du blé) et donc un moindre usage de pesticides (ici les fongicides). L'analyse montre que la culture pure de blé est plus intéressante en termes de marge semi-nette mais que la production en mélange serait favorisée par la baisse des coûts de tri de la récolte, l'augmentation du prix des intrants (azote et pesticides), et l'existence d'aides à l'adoption, celles-ci pouvant être indexées ou non sur le prix des intrants de synthèse.

Lithourgidis *et al.* (2011) font une synthèse de la littérature sur le mélange de cultures de rente en mentionnant les avantages et les désavantages. La meilleure gestion des bioagresseurs est citée parmi les avantages tout comme le meilleur usage des ressources, un effet d'assurance, une meilleure conservation et fertilisation du sol, une amélioration de la qualité des fourrages, une limitation de la verse et une meilleure biodiversité. Parmi les désavantages, les auteurs expliquent que la culture de plusieurs espèces de rente en mélange est plus problématique dans les contextes où la production est très mécanisée. Ces problèmes se posent au moment du semis, à la récolte et pour la séparation des grains. D'une manière générale, la plupart des équipements ont été développés pour mécaniser la production de cultures pures et ne sont pas nécessairement adaptés à la production de cultures en mélange. Ces contraintes sont moins fortes dans des contextes où une part importante des interventions est réalisée à la main.

Les enjeux d'équipements sont également discutés par Reboud *et al.* (2022). Pour ce qui concerne le semis, des semoirs spécifiques, multi-trémies, ou des adaptations sur des semoirs classiques (adaptés au semis d'une espèce) peuvent être nécessaires pour pouvoir semer des graines de tailles contrastées et à des profondeurs potentiellement différentes. Une offre pour ce type de semoir existe mais leur coût est relativement élevé en comparaison des semoirs classiques du fait d'une complexité plus importante de ces équipements. Pour ce qui est de la récolte, l'enjeu est de pouvoir récolter les graines de différentes espèces cultivées en mélange. Les travaux conduits dans le cadre du projet H2020 ReMIX par Bedoussac *et al.* (2021) suggèrent que les moissonneuses-batteuses disponibles sur le marché permettent de récolter une large diversité d'associations mais que leur réglage à l'optimum nécessite une certaine compétence technique. Mis à part le cas où la récolte est utilisée sur l'alimentation animale (en général sur la ferme), cette récolte doit être triée pour séparer les grains par espèce. Dans ce cas, Bedoussac *et al.* (2021) montrent que les réglages des moissonneuses-batteuses sont à penser en vue du tri ultérieur, et qu'il est donc nécessaire de raisonner ces deux opérations (récolte et tri) ensemble pour améliorer la valeur ajoutée, sachant que le plus souvent les mélanges « faciles » à récolter (deux espèces dont les grains sont de taille similaire par exemple) sont à l'inverse les plus difficiles à trier et inversement. Pour l'étape de séparation, plusieurs techniques peuvent être mobilisées et combinées (trieur rotatif, trieur alvéolaire, table densimétrique, trieur optique). Selon Reboud *et al.* (2022), les trieurs optiques sont actuellement utilisés pour séparer les graines d'espèces cultivées en mélange à forte valeur ajoutée en lien avec le coût élevé de ce type de matériel et un débit moindre.

Au-delà des solutions techniques qui viennent d'être évoquées, plusieurs stratégies peuvent représenter des solutions intéressantes. Reboud *et al.* (2022) évoquent l'auto-construction par les agriculteurs comme un levier intéressant et complémentaire à la production industrielle pour adapter les équipements aux besoins des agriculteurs et possiblement diminuer le coût de construction et d'entretien. Sur ce point, Salembier *et al.* (2020) analysent en détail le cas, en France, de l'Atelier Paysan. L'Atelier paysan est une coopérative dont les objectifs principaux sont de concevoir des équipements adaptés à des besoins spécifiques du secteur agricole, et de former les agriculteurs à l'autoproduction de ces équipements. De nombreux exemples d'équipement agricoles auto-conçus et auto-produits sont étudiés dans cet article, mais on notera qu'aucun de ces exemples ne porte sur les besoins d'équipements liés à la culture en mélange et cités dans le paragraphe précédent. Une autre option repose sur le partage des équipements (au travers des CUMAs notamment) mais cette option est toutefois contrainte par les jours disponibles pour réaliser ces opérations techniques et en particulier pour le semis. Une autre option concerne le recours à la prestation de service *via* des Entreprises de Travaux Agricoles (ETA). Néanmoins, les ETA cherchent généralement à accroître les débits de chantier, ce qui est rendu possible du fait de l'homogénéité des cultures pures, mais qui va à l'encontre de la recherche de réglages optimaux pour s'adapter à chaque mélange. De ce fait, ces différentes options apparaissent plus pertinentes pour le tri que pour le semis ou la récolte (Reboud *et al.*, 2022). Il convient de noter que ces problèmes d'équipement ne se posent pas lorsque les différentes cultures sont semées en bandes (Exner *et al.*, 1999). Cependant la culture en bandes tend à se rapprocher du fonctionnement de cultures pures, perdant potentiellement tout ou partie des bénéfices attendus des cultures associées. Il serait donc nécessaire d'évaluer les conséquences d'une telle structuration du peuplement et en particulier sur la gestion des bioagresseurs.

Lithourgidis *et al.* (2011), soulignent également que la production de cultures en mélange conduit à des besoins spécifiques en termes d'amélioration des plantes. En effet, les traits recherchés pour la culture en association peuvent être différents de ceux sélectionnés pour la culture pure, nécessitant ainsi de redéfinir les objectifs de sélection. Par exemple, concernant le pois, la résistance à la verse est un caractère important en culture pure, mais il est moins critique lorsque celui-ci est cultivé en mélange car l'espèce associée, l'orge dans le cas présent, contribue à limiter la verse de la légumineuse. De plus, comme la majorité des espèces sont sélectionnées en culture pure cela nécessite également de repenser la façon de sélectionner les traits pour la culture en association.

L'importance des modes d'interaction entre les acteurs de la recherche, du conseil et les agriculteurs est étudiée dans le Nord-Dakota (USA) par Wick *et al.* (2019) qui montrent que dans le cas des pratiques de la préservation de la fertilité des sols, l'organisation de rencontres entre ces différents acteurs accroît la diffusion de l'information et son impact. C'est le cas notamment des plantes de couverture qui sont le premier sujet d'intérêt du groupe et dont le taux d'adoption est le plus élevé (50 à 75%) alors qu'à l'inverse les pratiques liées au semis direct sont moins adoptées du fait notamment de l'absence de matériel adéquat ou de son coût. La question de l'effet de ces pratiques sur les maladies est également fréquemment abordée dans les discussions de groupe.

Mamine et Farès (2020) dressent une revue de l'ensemble des freins et leviers au développement des mélanges de culture blé-pois en Europe. Leur synthèse s'appuie sur de multiples analyses faites sur ce cas d'étude. Plusieurs freins et leviers évoqués plus haut ressortent dans leur analyse : le surcoût et certaines pertes de grains liés au

tri, le besoin de recherche et de conseil pour améliorer la mise en œuvre de cette pratique en mélange, le besoin de faire évoluer des objectifs de sélection génétique. Au-delà de ces freins et leviers, les auteurs discutent en détails les effets liés aux filières en aval. Ils avancent l'idée selon laquelle, dans les filières classiques, la production résultant du tri entre blé et pois est peu compétitive vis-à-vis des productions de chacune de ces cultures faites en pures. Certaines pertes liées au tri rendent la production issue de mélange plus coûteuses et certaines exigences de qualité sur les productions issues de cultures peuvent difficilement être atteintes (par exemple, pour la fourniture de variétés recommandées par la meunerie française). Les auteurs considèrent en revanche que la production issue de cultures en mélange peut être valorisée dans le cadre de filières spécifiques valorisant la spécificité de cette production jusqu'au consommateur (moindre impact environnemental, meilleur taux de protéine du blé). Ces filières pourront selon les cas être locales ou s'appuyer sur une labélisation spécifique. Cette analyse reste néanmoins prospective, les auteurs n'évoquant pas de cas de telles filières pour la combinaison blé-pois.

Un dernier frein cité par Dowling *et al.* (2021) concerne les autorisations d'usage de pesticides qui peuvent être différentes selon les cultures. Sur ce point l'agriculteur est contraint d'utiliser les produits qui ne sont autorisés que sur toutes les cultures qui composent le mélange. Une telle contrainte peut conduire à des difficultés de lutte contre certains bioagresseurs ou amener l'agriculteur à éviter d'utiliser certains mélanges de cultures pour lesquels cette contrainte peut s'avérer forte.

6.1.6. Les mélanges interspécifiques hors grandes cultures : maraîchage et arboriculture

6.1.6.1. Maraîchage

Dos Santos Neto *et al.* (2017) font une comparaison détaillée de la rentabilité de la production de tomate en agriculture conventionnelle par rapport à une conduite en agriculture biologique en alternant les rangs avec une production de coriandre (expérimentation menée dans la région de Maringá au Brésil). Cette pratique permet de limiter les populations d'insectes (Aleurode de la feuille d'argent - *Bemisia tabaci*) et de virus et l'analyse économique montre un coût de production moindre par unité de surface mais supérieur par kg produit. *In fine*, les revenus additionnels liés à la production de coriandre rendent la production en agriculture biologique plus rentable que celle de tomate seule en système conventionnel.

Lefèvre *et al.* (2020) présentent les résultats d'une expérimentation menée en région Occitanie visant à mettre en place des pratiques plus agroécologiques (faible usage de pesticides vs agriculture biologique) pour différents types de chaînes de distribution alimentaire (supermarché vs vente directe). Cette expérimentation montre que la chaîne de distribution des produits a une influence majeure sur le type de pratiques que pourraient mettre en place les maraîchers. Le mode de diversification intra-parcellaire (interspécifique et intraspécifique) ne peut être mis en œuvre que dans le cas d'une vente directe des produits. En effet, la distribution par des chaînes longues (supermarché) oblige les producteurs à assurer une certaine quantité et qualité des produits. Ainsi, dans l'expérimentation menée par Lefèvre *et al.* (2020), alors que la vente directe permet de cultiver 13 espèces, la distribution par des chaînes longues ne permet pas de produire plus de 5-6 espèces. Ces chaînes longues de distribution limitent fortement la possibilité de mieux contrôler les bioagresseurs par la diversification, qu'elle soit interspécifique ou intraspécifique, si bien que la réduction de l'usage des pesticides passe plus généralement par l'emploi de biopesticides, ce qui peut soulever des problèmes de calendrier de travail et ne résout pas totalement les problématiques environnementales et sociétales liées à l'utilisation de ces produits.

Les résultats de Lancaster et Torres (2019) tendent à confirmer ceux de Lefèvre *et al.* (2020) dans le contexte nord-américain. Leur travail s'appuie sur une enquête menée auprès de 1559 producteurs de fruits et légumes. On notera que les auteurs ne définissent pas précisément si la diversification abordée est intra- ou inter-parcelles sachant que dans le cas de la production de fruits et légumes, il n'est généralement pas trop problématique de faire plusieurs productions au sein d'une même parcelle du fait, par exemple, qu'on utilise souvent des petits équipements. L'analyse statistique conduite montre que la vente directe de la production aux consommateurs ou par des intermédiaires locaux a un effet positif sur la diversification. Les auteurs expliquent notamment que la diversification permet aux producteurs de proposer une gamme plus complète de produits ce qui est plus attractif pour des consommateurs dans un contexte de vente directe (voir section 2.5.3.5 du Chapitre 2 pour plus

d'éléments). Les auteurs montrent également que la diversification est favorisée par le fait de produire en agriculture biologique²⁰ ou par le fait de disposer d'équipements (ex : serres) permettant d'allonger la saison de production. Enfin, l'apport d'informations externes a des effets variables sur la diversification selon que celles-ci proviennent des services de développement²¹ ou des agriculteurs voisins. L'information provenant de services de développement favorise le déploiement de la diversification chez les producteurs initialement peu ou moyennement diversifiés, et la défavorise chez les producteurs très diversifiés. Le contraire est observé lorsque l'information provient des agriculteurs voisins.

6.1.6.2. Arboriculture

Staton *et al.* (2021) présentent les résultats d'une expérimentation en arboriculture menée au sein d'une exploitation agricole en Angleterre. Les auteurs étudient un système dans lequel des rangs de pommiers sont séparés par des bandes de production d'orge, de blé ou de colza. Ils comparent deux pratiques culturales selon que le rang de pommiers est laissé fleuri ou fauché relativement court. L'analyse montre que les rangs fleuris favorisent le développement d'organismes prédateurs des pucerons et diminuent de ce fait l'abondance de ces derniers. Il en résulte une réduction des pertes sur la production de pomme et un effet très faible sur la production de grande culture. Au final la pratique de production avec rang fleuri permet de dégager une marge supérieure (231 livres UK/ha) à la conduite où le rang est fauché relativement court.

Colloff *et al.* (2013) présentent les résultats d'une enquête auprès de producteurs australiens de citrons suite à une attaque d'insectes (Kelly's citrus thrips - *Pezothrips kellyanus*). L'analyse montre un meilleur contrôle de la population de bioagresseurs dans les vergers où la couverture du sol est plus dense et contient des graminées vivaces et des plantes herbacées. Cette pratique permet une meilleure stabilité des profits et est plus profitable que la pratique conventionnelle les années présentant de fortes attaques d'insectes alors que le contraire est observé pour les années sans attaque.

Mary *et al.* (1998) étudient les pratiques des producteurs de noix dans la région du Dauphiné en France. Les enquêtes réalisées montrent que différentes cultures de rente peuvent être mises en place entre les rangs d'arbres, et plus particulièrement pendant les 8 à 10 premières années lorsque les noyers sont de petite taille et ne produisent pas ou peu de noix. Ces cultures complémentaires sont principalement implantées pour des raisons économiques, mais contribuent également à favoriser le contrôle des adventices et ravageurs. Ces cultures sont moins intéressantes ou réalisées sur une plus courte période lorsque la densité de plantation de noyer est élevée. Par ailleurs, si le noyer est produit avec comme objectif principal de produire des noix (et non pas des noix et du bois), les arbres sont plus petits ce qui limite l'intérêt de cultures complémentaires. Finalement, les cultures complémentaires sont principalement utilisées dans les régions où la production de noix est moins intensive, comme c'est le cas dans le Diois. A l'inverse, les cultures complémentaires sont moins fréquentes dans la vallée de l'Isère où le système de subvention, appuyé par les services de conseils, favorise une production plus intensive à travers notamment l'augmentation des densités de plantation.

A noter que, en lien avec le Chapitre 5, Garcia *et al.* (2018) font une revue de littérature sur les différents services écosystémiques rendus par les plantes de service dans les vignes dont le contrôle des adventices mais aussi l'attractivité des touristes qui représentent une source possible de revenus pour les agriculteurs. Les auteurs montrent sur la base de la littérature qu'un certain nombre de services sont avérés. Sans chiffrer précisément ces différents services, les auteurs discutent des stratégies d'implantation et de leur coût (couverts spontanés d'adventices, couverts semés, type d'outils, énergie requise pour contrôler ces couverts...).

²⁰ Les effets sur les bioagresseurs ne sont pas mesurés explicitement ici. Néanmoins, le fait que la diversification permet de mieux réguler les bioagresseurs est un élément qui peut expliquer que les agriculteurs en agriculture biologique diversifient plus. Cet élément n'est pas indiqué par les auteurs qui expliquent assez peu leurs résultats statistiques dans cet article.

²¹ Aux Etats-Unis, les services de développement sont en particulier les *Extension Services* travaillant généralement au niveau des Etats.

6.1.7. Synthèse et mise en perspective

Cette section a permis de faire la synthèse de l'état de l'art sur les verrous et leviers à la diversification intra-parcellaires en lien avec le contrôle des bioagresseurs, qui peut se faire selon différentes modalités. Même si ces différents modes de diversification intra-parcellaire ne sont généralement pas nouveaux, l'attention portée aux verrous et leviers pour leur développement est assez récente. Les résultats que nous avons synthétisés sont généralement basés sur un nombre limité de références par cas d'étude. Par ailleurs, il existe des verrous et leviers qui peuvent être considérés comme importants par certains experts de terrain mais pour lesquels nous n'avons pas pu identifier d'analyse plus précise par des travaux académiques. Nous faisons référence à ces verrous dans cette synthèse pour mettre les éléments recensés dans la littérature en perspective.

Le tableau 6-1 synthétise les différents types de verrous et leviers selon les modes de diversification intra-parcellaire en indiquant s'il existe ou non des éléments de littérature sur le sujet.

Tableau 6-1. Synthèse des verrous et levier à la diversification intra-parcellaire

En bleu sont indiqués les verrous ou leviers pas ou très peu documentés dans la littérature.

Principaux verrous / leviers Modalité de diversification	Approvisionnement semences	Équipement	Débouché	Conseil et conception	Autres
Mélange intraspécifique	- Si achat de mélange de variété - Disponibilité de certaines variétés	-	Si besoin de variété pure (blé meunier, arboriculture fruitière)	Choix des variétés à mélanger	
Variétés traditionnelles / semences paysannes	Contrainte sur échanges de semences	-	Favorisé par circuit court	Système complet à concevoir	
Plantes de services	Possible	Semis : Auto-construction, Possibilité de partage	-	Choix de la plante de service	
Mélanges inter-espèce	Si espèce mineure	Semis et récolte : Auto-construction (semis), Possibilité de partage (semis et récolte)	- Besoin d'un circuit court (maraîchage) - Peu de débouchés pour les productions mélangées - Contraintes possibles pour cultures mineures	Choix des espèces à combiner	Molécules phytosanitaires interdites sur les autres espèces

L'**approvisionnement en semences** (voir Chapitre 2, section 2.2.1) a un effet sur toutes les modes de diversification intra-parcellaire. Cela couvre les questions liées à la disponibilité de semences certifiées, mais aussi la performance (rendement, résistance aux maladies, etc.) et l'adéquation des variétés disponibles aux besoins des exploitants agricoles. La question de la disponibilité de semences se pose pour les espèces pour lesquelles l'agriculteur peut difficilement produire de la semence fermière. Dans le cas des mélanges intraspécifiques, l'agriculteur a toujours la possibilité de mélanger lui-même les différentes variétés qu'il veut combiner. Néanmoins, le fait de pouvoir acheter un mélange « prêt à l'emploi » est un levier intéressant qui peut favoriser leur adoption. En France, la vente de tels mélanges est possible depuis plusieurs années pour différentes espèces, dont le blé. Néanmoins, ce commerce peut être contraire au règlement sur les semences dans d'autres pays ou pour d'autres cultures²². Le référencement d'un nombre limité de variétés par les distribu-

²² Les directives Européennes qui définissent les règlements sur les semences sont par espèce ou par groupes d'espèce. Pour les céréales à paille, un article mentionne l'autorisation des mélanges, mais cet article n'a pas été mis en application dans tous les pays. Par ailleurs, cet article n'existe pas dans toutes les directives et donc pas pour toutes les espèces.

-teurs de semence peut conduire à un manque de disponibilité pour certaines variétés, potentiellement moins productives mais présentant un intérêt en combinaison avec d'autres variétés (verrou non documenté dans la littérature). Lorsque l'on s'intéresse au cas des variétés traditionnelles et semences paysannes, le frein potentiel principal est d'ordre réglementaire et porte sur la possibilité d'échanger des semences entre agriculteurs et la nécessité ou non que ces semences répondent au standard DHS. Dans le contexte français, il est actuellement autorisé d'échanger des semences non protégées par COV dans le cadre de l'entraide entre agriculteurs. Par ailleurs, dans le cadre de l'agriculture biologique, de nouveaux types variétaux, plus hétérogènes, peuvent maintenant être autorisés à la commercialisation. Dans le cas des plantes de service, l'usage de certaines espèces (comme plante de service) pourrait être contraint par la disponibilité de semences. On peut s'attendre à ce que ce soit le cas pour des espèces représentant des petits marchés et pour lesquels la production de semence présente une certaine technicité²³ (verrou non documenté dans la littérature). Enfin, certains mélanges d'espèces de rente peuvent être contraint par le fait que l'offre variétale pour certaines espèces mineures peut être très limitée à des variétés peu performantes (verrou non documenté dans la littérature). En effet, peu d'efforts de recherche (et donc peu d'innovation) sont réalisés pour des espèces représentant des petits marchés.

Le deuxième type de verrou ou levier concerne les **équipements**. Les équipements ne sont généralement pas problématiques lorsque la diversification intra-parcellaire est intraspécifique puisque l'agriculteur continue à ne travailler qu'avec une seule espèce. A l'inverse des équipements spécifiques peuvent être nécessaires lorsque l'agriculteur doit travailler avec plusieurs espèces au sein d'une même parcelle. Ceci est plus fréquemment le cas en grandes cultures car les échelles de production nécessitent des équipements importants avec un débit de chantier élevé. Les équipements concernent le semis dans la plupart des cas (graines ou profondeurs de semis différentes)²⁴, et le tri de la récolte dans le cas où plusieurs espèces sont récoltées en mélanges. Des équipements spécifiques peuvent exister, mais leur coût est relativement élevé en comparaison des équipements classiques du fait d'une complexité plus importante de ces équipements et possiblement aussi du fait qu'ils sont produits en plus petite quantité, limitant les économies d'échelle en production. La diffusion de nouveaux équipements est aussi contrainte par les durées de renouvellement de ces équipements (ces deux derniers verrous sont non documentés dans la littérature). Le partage d'équipement, le recours à la prestation de services (Entreprise de Travaux Agricoles) et l'auto-construction sont des leviers qui peuvent permettre de pallier certains de ces problèmes.

Le troisième type de verrou concerne les **débouchés**. L'usage de mélanges de variétés (d'une même espèce) pose problème lorsque les débouchés exigent une variété particulière isolée dès la récolte, cette exigence correspondant généralement à des débouchés ayant une très bonne valeur ajoutée (par exemple, les variétés référencées destinées à la meunerie). En d'autres termes, le mélange de variétés peut contraindre l'agriculteur à viser des débouchés moins valorisés, ce qui constitue un manque à gagner. Cette situation peut se produire en grandes cultures, comme par exemple avec les blés destinés à la meunerie française. Cette situation peut aussi se produire en arboriculture fruitière où la variété est identifiée jusqu'au consommateur (verrou non documenté dans la littérature). Des exemples montrent cependant que ce verrou est surmontable au moins dans certains cas. Pour ce qui concerne l'usage de variétés traditionnelles et de semences paysannes, l'agriculteur a toujours la possibilité de trouver un débouché pour sa production, mais la construction d'un débouché spécifique par circuit court peut lui permettre de valoriser le fait que la production est faite à partir de telles semences. Pour ce qui concerne les mélanges interspécifiques, il n'y a pas de problème de débouché dans le cas des plantes de services (car ces dernières ne sont pas récoltées) alors qu'à l'inverse, les débouchés peuvent être contraignant pour les mélanges de cultures de rente. Dans le cas du maraîchage, il a été montré que les mélanges de cultures sont difficilement compatibles avec les circuits longs qui imposent des volumes d'approvisionnement importants. La vente de la production en circuit court est en revanche compatible avec le mélange de cultures. Dans le cas des grandes cultures, une récolte comprenant un mélange de cultures ne peut généralement pas être vendue par l'agriculteur, ce qui contraint ce dernier à réaliser un tri de sa récolte (avec le problème d'équipement de tri évoqué plus haut). Par ailleurs, comme pour une production classique (sans mélange interspécifique) certaines espèces mineures peuvent ne pas trouver de débouché si elles ne représentent pas un volume suffisant pour la collecte (verrou non documenté dans la littérature).

²³ Certaines plantes de service sont des espèces fourragères pour lesquelles les agriculteurs ne récoltent pas les graines mais la plante entière. La production de graine pour ces espèces peut nécessiter des pratiques et équipements spécifiques.

²⁴ Les enjeux liés aux équipements de semis sont aussi évoqués dans la section 6.2.2.1 pour plantes de service en couverts d'interculture.

Le **conseil** est un verrou important évoqué dans différents travaux, mais très peu d'analyses ont été conduites spécifiquement sur ce point. Dans de nombreux cas, la diversification intra-parcellaire nécessite de choisir une combinaison particulière entre différentes variétés ou espèces, la meilleure combinaison n'étant pas nécessairement la même d'une exploitation à l'autre ou d'une année sur l'autre. L'expérimentation permet d'aider les choix, mais on est ici confronté à un nombre de combinaisons possibles potentiellement très large ainsi que d'autres problèmes méthodologiques sur la conduite de ces expérimentations (par exemple pour l'évaluation du développement de maladies sur une parcelle avec des plantes hétérogènes). L'échange de données et d'expériences entre agriculteurs peut permettre de pallier certains de ces problèmes (levier peu documenté dans la littérature). Dans le cas des variétés traditionnelles et semences paysannes, le conseil est remplacé par des ateliers paysans permettant le partage d'expériences, de données et de matériels. Les connaissances renforcées dans ces ateliers concernent l'ensemble du système agricole, depuis la production jusqu'à la vente des produits transformés aux consommateurs (levier non documenté dans la littérature).

D'autres verrous ont également des effets négatifs selon les modes de diversification. Dans le cas des mélanges interspécifiques, si l'agriculteur n'est pas en production biologique la palette des molécules phytosanitaires qu'il pourra utiliser sera le plus petit dénominateur commun entre les différentes molécules autorisées sur les différentes cultures mélangées (verrou non documenté dans la littérature).

6.2. Stratégies de protection des cultures fondées sur l'introduction d'une nouvelle culture au sein de l'exploitation (modification de l'assolement et de la rotation)

Coordination : Douadia Bougherara, Mireille Navarrete

Contribution : Fabienne Féménia, Gilles Martel, Sophie Thoyer, Frédéric Fabre, Marie Launay

6.2.1. Introduction

6.2.1.1. Diversification des rotations et des assolements sur l'exploitation : de quoi parle-t-on ?

Lorsque les agriculteurs diversifient leurs cultures, donc augmentent le nombre d'espèces cultivées sur leur exploitation, ils le font pour **une multiplicité de raisons** : limiter les risques agronomiques et économiques, réaliser des économies de gamme, satisfaire les demandes de leurs clients, gérer la fertilité du sol, optimiser le temps de travail sur l'exploitation, etc. (cf. Chapitre 2). Cette section s'intéresse aux freins et leviers à la diversification des cultures au sein de l'exploitation **en lien avec l'objectif de contrôler les bioagresseurs** (mais sans que ce soit forcément l'unique objectif ou l'objectif central), ce qui conduit à raisonner à la fois le choix des espèces et leur positionnement dans le temps et l'espace.

La réflexion sur l'agencement temporel des espèces (rotation) ne peut se faire sans tenir compte de leur positionnement dans l'espace, sur le parcellaire de l'exploitation (assolement) (cf. Chapitre 2). En effet, certaines espèces peuvent nécessiter plus de travail que d'autres, avoir des exigences pédologiques ou climatiques particulières ou encore nécessiter des itinéraires culturaux spécifiques²⁵. De plus, les choix de cultures de l'année *N* impactent l'ensemble des choix d'assolement pour les années suivantes pour respecter des délais de retour minimum, pour assurer la fertilité ou la gestion des bioagresseurs (cf. Chapitre 2). De même, les anticipations des agriculteurs en année *N* sur les prix des cultures ou des intrants en année *N+1* influencent les choix d'assolement en année *N*, le producteur souhaitant pouvoir allouer plus de surfaces à la culture la plus rentable l'année suivante. Assolement et rotation sont également interdépendants car ils contribuent ensemble à déterminer la production totale de chaque culture, donc le potentiel de commercialisation pour les cultures de rente ou le potentiel d'autonomie pour les cultures fourragères.

Les modalités de diversification des cultures reposant sur l'assolement et la rotation sont présentées dans le tableau 6-2. La diversification des rotations peut se faire selon plusieurs modalités qui peuvent coexister sur une exploitation (colonne 1). Ces modalités renvoient à des visées agronomiques et écologiques différentes (colonne 2). Il en résulte des enjeux sociotechniques et économiques pour partie spécifiques (colonne 5), qui peuvent constituer des freins à leur déploiement à large échelle et doivent donc être résolus. Pour plus de clarté, le tableau propose également des exemples de métriques de la diversification (colonne 3) et des exemples de pratiques associées à la modalité de diversification (colonne 4). Au-delà de l'analyse ligne par ligne, ce tableau peut être vu en dynamique : la mise en œuvre d'un levier de déploiement pour une modalité de diversification (c'est-à-dire sur une ligne donnée) peut faire basculer vers une autre modalité (c'est-à-dire vers une autre ligne). Par exemple, la création d'un débouché pour la modalité « niche » fait basculer la modalité de diversification vers la modalité « allongement des rotations ».

²⁵ Par exemple, la fonction « piège à nématodes à galles » d'une culture de service suppose une implantation lorsque les larves de stade L2 de ces nématodes sont présentes dans le sol et actives, soit environ 6-8 mois de l'année, suivant la zone climatique concernée.

Tableau 6-2. Typologie des modalités de diversification des rotations culturales

Pour des questions de clarté, l'entrée principale de ce tableau concerne la diversification des rotations (même si certains items font clairement référence aux assolements).

Modalité de diversification	Visées agronomiques et écologiques	Exemples de métrique de la diversification	Exemple de modalité de diversification	Exemples d'enjeux sociotechniques et économiques
Allongement <u>global</u> de la durée des rotations sur la ferme par diversification avec introduction de nouvelles espèces cultivées	Réduire globalement le risque de développement de bioagresseurs (telluriques et aériens) en jouant sur les équilibres écologiques	<ul style="list-style-type: none"> . Nombre total d'espèces cultivées sur l'exploitation . Nombre d'espèces cultivées sur l'exploitation / SAU . Nombre d'espèces cultivées par parcelle et par an 	En grandes cultures, passage de rotation triennale colza-blé-orge à colza-blé-maïs-blé-orge d'hiver.	<ul style="list-style-type: none"> . Organisation du travail . Accès à de nouveaux équipements . Prix relatifs et rentabilité des cultures
Allongement du délai de retour <u>d'une espèce cultivée sensible</u> à un bioagresseur spécifique dans le sol	Permettre une réduction de l'inoculum dans le sol par la suppression des cultures hôtes du bioagresseur, le temps que celui-ci disparaisse ou s'amenuise suffisamment	Délai de retour (c'est-à-dire durée entre deux cultures successives de la même espèce sur la même parcelle) supérieur à la durée de conservation du bioagresseur dans le sol	Couple pathogène tellurique/culture : Sclerotinia/Colza	
Introduction d'une espèce <u>commerciale</u> non ou peu présente sur le territoire = « culture de niche »	Introduire une espèce non hôte des bioagresseurs présents sur le territoire et avec un potentiel commercial intéressant	<ul style="list-style-type: none"> . Fréquence de la culture dans la rotation . % de la SAU allouée à cette espèce sur l'exploitation pour l'assolement . Indice de diversification, ou autre indicateur de diversité, comme l'indice de Shannon par exemple 	Alliacées (ex : ciboulette) dans les systèmes maraîchers pour gérer les nématodes à galles	<ul style="list-style-type: none"> . Organisation du travail, accès à de nouveaux équipements . Prix relatifs et rentabilité des cultures . Disponibilité des semences . Compétences pour le pilotage de la culture . Création de débouchés
Introduction d'une culture de couverture <u>non-commerciale</u> (« plante de service biocide »)	Détruire le(s) bioagresseur(s), soit au cours de sa culture (effet allélopathique), soit après sa décomposition dans le sol (effet biofumigant)	<ul style="list-style-type: none"> . % de la SAU allouée aux plantes de service biocide sur l'exploitation . Fréquence de la culture de couverture biocide . Positionnement dans la rotation (avant la culture à risque de bioagresseurs) 	<ul style="list-style-type: none"> . Culture de brassicacées produisant des glucosinolates lors du processus de biofumigation . Introduction de cultures de desmodium à feuilles d'argent pour contrôler le striga (plante parasite) 	<ul style="list-style-type: none"> . Disponibilité des semences . Coût d'opportunité . Accès à du matériel pour broyage . Création de débouchés

6.2.1.2. Démarche pour mettre à jour les freins et leviers à la diversification dans la littérature

S'il existe une littérature qui aborde les conditions de déploiement des assolements/rotations en agriculture (cf. Chapitre 2), très peu d'articles se focalisent sur les freins et leviers en lien avec la gestion des bioagresseurs. Cette question des freins et leviers à la diversification des cultures a notamment fait l'objet de plusieurs travaux, d'équipes françaises (voir Magrini *et al.*, 2016 ; Meynard *et al.*, 2018 ; Boulestreau *et al.*, 2021 ; Morel *et al.*, 2020), qui se sont intéressés aux exploitations agricoles, mais aussi à l'ensemble des acteurs de l'amont de la filière (fournisseurs d'intrants) et de l'aval (stockage, transformation, commercialisation, consommation), qui constituent le système sociotechnique. Ces auteurs ont analysé les stratégies des acteurs de ce système sociotechnique et leurs stratégies de coordination, à partir d'études de cas, d'entretiens, d'ateliers participatifs, d'analyses de documents de littérature grise (fiches et guides techniques, articles de presse...) et d'analyses croisées interdisciplinaires (agronomie, économie, sociologie). Cette littérature sur les freins et leviers à la diversification propose un cadre d'analyse que nous reprenons et adaptons à notre question plus ciblée : les conditions de déploiement d'assolements et de rotations plus diversifiés **dans l'objectif de gestion des bioagresseurs**.

Les requêtes réalisées pour constituer le corpus cœur d'ESCO ont permis d'identifier 306 articles en lien avec les modes de diversification relatifs à la diversité spatiale de la végétation cultivée dans le paysage²⁶ (assolement) et à sa diversité temporelle (rotation). Pour repérer les articles les plus pertinents, nous avons décidé d'une **grille de tri selon 3 critères**. Le **premier critère** consiste à ne garder que les articles analysant un contexte (agricole, économique, législatif) proche de celui de la France (Europe, Etats-Unis, parfois Amérique latine) pour que ces connaissances soient transposables au contexte de la France métropolitaine, le cas des DROM faisant l'objet d'un chapitre dédié (cf. Chapitre 7). Le **second critère** consiste à ne garder que les articles en lien avec des cultures pour lesquelles des rotations et la gestion de l'assolement sont directement applicables, c'est à dire les cultures annuelles. Les cultures pérennes (arboriculture, viticulture) ne sont pas considérées dans cette section. Enfin, le **troisième critère** resserre notre analyse autour de notre question centrale : la diversification doit inclure un objectif de gestion des bioagresseurs.

Afin d'explicitier les critères retenus, notamment les critères 2 et 3, nous faisons ci-dessous un focus sur des situations à la fois spécifiques d'un système de production mais aussi emblématiques d'un certain nombre de freins ou de leviers à mobiliser. Seuls trois systèmes de cultures annuelles ont été retenus :

- **Les systèmes de grandes cultures** : Ces systèmes de production, majoritaires en France en surface (44.5% de la SAU en 2020), et très consommateurs de pesticides (IFT de 5,1 pour le blé tendre, 6,5 pour le colza et 16,5 pour la pomme de terre – Agreste, 2022) sont responsables de la majeure partie de la consommation française de pesticides. Ils sont donc une cible de choix pour tester à grande échelle le potentiel de la diversification des rotations et des assolements pour réduire l'utilisation des pesticides de synthèse en France. Cependant si les agriculteurs diversifient leurs cultures pour d'autres raisons que la réduction des pesticides (par exemple, pour percevoir des aides publiques incitant à la diversification) et ne tiennent pas compte dans la conduite des cultures du potentiel de contrôle des bioagresseurs permis par la diversification (Sodjahin *et al.*, 2022), la réduction serait moindre voire nulle. Enfin, à l'échelle des exploitations, la diversification des rotations pour réduire l'usage des pesticides est en concurrence avec le développement des légumineuses pour réduire l'usage des fertilisants chimiques et améliorer la diète alimentaire, les agriculteurs devant établir des arbitrages entre ces objectifs pour choisir leurs cultures. Sur le plan sociotechnique, la transition des exploitations de grande culture pour permettre des rotations plus diversifiées suppose de réorganiser fortement les assolements, le travail et les équipements. Dans un secteur très concurrentiel et mondialisé, où la qualité est très standardisée et facile à mesurer, et où existent des outils de gestion du risque (assurances, marchés à terme), la diversification des cultures pose alors des questions de rentabilité économique.

- **Les systèmes maraîchers** : Ces systèmes de production représentent de très faibles surfaces (moins de 1.5% de la SAU Française – Agreste, 2021) mais sont encore très utilisateurs de pesticides par unité de surface. A titre d'exemple, les IFT en production légumières en 2018 étaient de 6,6 pour la fraise, 8.1 pour la carotte et 12 pour la tomate, ces chiffres étant très dépendants des conditions de culture (pleine terre ou hors-sol, sous abri ou plein air) (Agreste, 2021). Les légumes sont essentiels dans l'équilibre des régimes alimentaires, la présence

²⁶ La notion de paysage est ici utilisée sans préjuger de la résolution spatiale : elle inclut donc le parcellaire de l'exploitation.

potentielle de résidus de pesticides est un frein important à leur consommation. Sur le plan agronomique, la spécificité des systèmes légumiers est liée à l'existence de rotations intra-annuelles qui se combinent aux rotations interannuelles. Il est en effet possible d'enchaîner plusieurs cycles de culture relativement courts chaque année. De plus, les produits récoltés étant en grande partie consommés en frais et non stockables, la demande de légumes en toute saison de la part des consommateurs impacte beaucoup les calendriers de cultures : à côté des cultures traditionnelles « de saison », se sont développées des cultures « primeurs » puis des cultures désaisonnalisées (par exemple, la culture de tomate hors sol sous serres chauffées), d'où des conditions de cultures non optimales qui ont favorisé l'usage de pesticides. Un des enjeux sociotechniques et une spécificité par rapport aux grandes cultures pour la diversification des rotations légumières est donc l'enjeu de la saisonnalité. En effet, les choix des espèces en rotation et des dates de plantation (qui déterminent les dates de récolte) doivent se faire simultanément ; ils sont sous contrainte forte des marchés qui demandent de fournir des produits sur une longue période, avec peu voire pas de défauts visuels. Enfin, l'organisation du travail et la gestion de la main-d'œuvre conditionnent fortement les potentiels de diversification.

• **Les systèmes de polyculture-élevage** : L'analyse des fermes DEPHY (Chartier *et al.*, 2015 ; Tresch *et al.*, 2019) indique que les exploitations de polyculture-élevage ont généralement des IFT plus faibles que les exploitations de grandes cultures. Ceci s'explique par deux principales dimensions : l'assolement et les objectifs productifs. En effet, dans les exploitations avec des ruminants, les éleveurs recherchent l'autonomie fourragère et intègrent des cultures fourragères, qui ont des IFT moins importants que les grandes cultures. De plus, ces cultures peuvent être pluriannuelles (et allongent donc la rotation) et certaines, comme le maïs, culture de printemps, permettent de casser le cycle de certains agents pathogènes des céréales d'hiver. Enfin, si l'on regarde la même culture (par exemple, le blé tendre d'hiver), les cultures des céréaliers ont un IFT supérieur à celles des polyculteurs-éleveurs (4,09 vs. 3,45) mais des rendements plus élevés (76 qtx vs. 73 qtx). Il semblerait que les objectifs productifs pour de l'autoconsommation de céréales soient moins élevés que pour la vente.

In fine, 35 articles issus des requêtes ont été conservés pour étayer la présente section, auxquels nous avons ajouté 53 autres articles non collectés par les requêtes mais utiles pour compléter l'analyse. En première analyse, nous avons constaté que très peu d'articles traitent frontalement des conditions de déploiement de rotations ou d'assolements diversifiés, à l'exception d'un petit noyau d'articles français initié par l'étude de la diversification des cultures assolées (Magrini *et al.*, 2016 ; Meynard *et al.*, 2018). Par ailleurs, la majorité des articles porte sur les grandes cultures, d'où le choix d'**une rédaction centrée sur les grandes cultures (Section 6.2.2) et secondairement sur les cultures légumières (Section 6.2.3), suivi d'un encadré pour la polyculture-élevage (Encadré 6-2).**

Le plan choisi pour la section 6.2.2 s'inspire de l'article Meynard *et al.* (2018), en distinguant les freins et leviers successivement à l'échelle de la production, de la filière amont et de la filière aval. En effet cet article représente la synthèse la plus exhaustive des freins et leviers de la diversification, bien que ne visant pas spécifiquement l'enjeu de gestion des bioagresseurs des cultures.

Une autre étude majeure sur la diversification est celle réalisée dans le projet H2020 DiversIMPACT. En introduction à l'analyse des conditions de déploiement des rotations et assolements diversifiés, le tableau 6-3 répertorie un certain nombre de freins identifiés par Morel *et al.* (2020) dans le cadre de ce projet européen.

En se basant sur 25 cas d'étude dans 11 pays européens, ces auteurs recensent les barrières à la diversification des cultures dans des conditions pédoclimatiques de production et des stratégies de diversification très variées. Les « nouvelles » cultures introduites sont des légumineuses (luzerne, trèfle, soja, lentilles, lupin, divers types de pois et de haricots), des oléagineux (colza, chanvre, tournesol, cameline), des cultures céréalières mineures en Europe (sorgho, sarrasin, quinoa et millet), et enfin les légumes. Ces cultures correspondent bien à l'enjeu général de gestion des bioagresseurs avec l'introduction de cultures évaluées dans le Chapitre 3 (section 3.5) comme particulièrement efficaces vis-à-vis de certains bioagresseurs comme les brassicacées, les légumineuses et le sorghum bicolor.

Tableau 6-3. Freins à la diversification d'après Morel *et al.* (2020, Table 2)

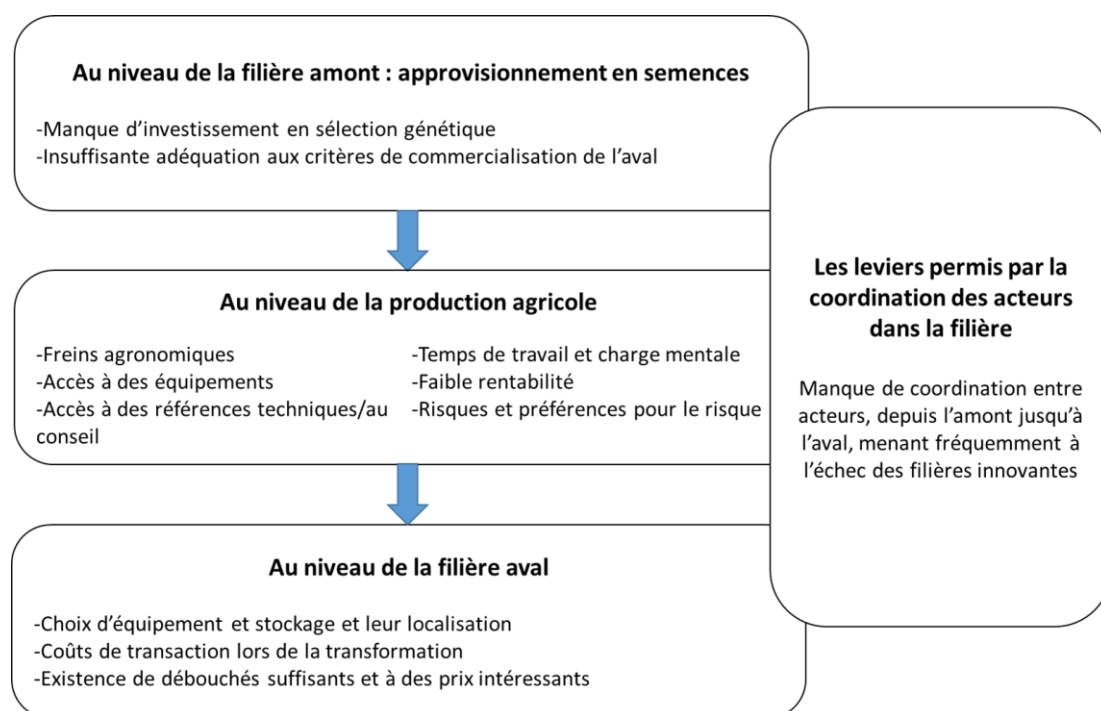
Seuls les freins spécifiques aux modes de diversification considérés dans cette section ont été conservés. Les freins liés au manque de références techniques sont soit partagés à l'ensemble des acteurs (par exemple, introduction d'une nouvelle espèce « orpheline » de la R&D), soit propres à l'agriculteur (par exemple, introduction d'une nouvelle espèce inconnue de l'agriculteur mais maîtrisée par les conseillers techniques du territoire, ou à l'échelle nationale).

Production agricole	<ul style="list-style-type: none"> - Manque de connaissances et de références techniques - Manque de connaissances et de références économiques - Besoin d'investissement pour des machines adaptées - Manque de connaissances et de références sur les impacts sur la durabilité - Faible rentabilité, problématique ou incertaine - Incertitudes, risques et variabilité des performances agronomiques - Manque de connaissances techniques sur l'impact sur les systèmes agricoles et leur conception - Manque de connaissance en lien avec le contexte du conseil agricole - Situation actuelle encore rentable à court terme - Contraintes dans l'organisation du travail (période, volume), charge mentale ou physique - Obstacles liés à la PAC, aux réglementations environnementales ou sanitaires - Manque de variétés adaptées au contexte local - Besoin d'innovation en matière de mécanisation agricole - Faibles performances agronomiques (rendement, qualité) - Complexité accrue pour la gestion et la prise de décision - Barrières culturelles, confrontation avec les pratiques agricoles de la génération des parents - Nécessité de modifier le cadre cognitif et les modes de pensée - Semences difficiles ou coûteuses à obtenir - Méconnaissance par les agriculteurs des problèmes liés à la spécialisation - Manque de solutions phytosanitaires disponibles ou adaptées
De la récolte à la vente	<ul style="list-style-type: none"> - Volumes trop limités dans un territoire donné pour que la collecte soit rentable ou facile - Investissements nécessaires pour des équipements de nettoyage, de séchage ou de stockage - Investissements nécessaires pour des équipements de transformation - Concurrence sur le marché mondial avec des cultures produites à moindre coût ailleurs (pour les transformateurs ou les détaillants) - Innovation nécessaire pour la transformation des produits - Questions de réglementation concernant les aspects sanitaires, la qualité et la pureté - Nécessité d'innovation sur l'équipement pour le nettoyage, le séchage ou le stockage - Questions administratives, fiscales ou comptables - Négociants réticents à soutenir des solutions qui pourraient réduire les intrants qu'ils vendent aux agriculteurs - Coûts plus élevés de la gestion des produits issus de cultures de diversification
Marchés	<ul style="list-style-type: none"> - Nécessité de sensibiliser les consommateurs sur les avantages de la diversification - Marché incertain ou instable - Pas de marché préexistant ou marché très limité - Doutes sur la volonté des consommateurs de payer davantage pour des produits de diversification
Coordination dans la filière	<ul style="list-style-type: none"> - Pas de partage assuré et/ou équitable de la valeur ajoutée entre les acteurs - Pas de volumes garantis ou limités pour acheter/vendre des produits ou établir des contrats sûrs - Durée des contrats insuffisante pour inciter les agriculteurs à prendre des risques et à investir - Coopération limitée ou inexistante entre les agriculteurs innovants - Mentalité individualiste et manque de confiance entre les agriculteurs - Déséquilibre du pouvoir de négociation entre agriculteurs et négociants - Contrats mal ou non adaptés pour répondre aux problèmes liés à la variabilité de la production (flexibilité, partage des risques et réduction des coûts de contrôle). - Manque de communication entre les acteurs de la chaîne de valeur - Pas de garantie de la qualité des produits à acheter ou à vendre ou pour établir des contrats sûrs - Pas de garantie d'avantages réciproques dans le partenariat (notamment pour les accords fonciers)

6.2.2. Quels freins et quels leviers à la diversification des rotations céréalières dans les exploitations agricoles dans l'objectif de réguler les bioagresseurs ?

Dans cette section, on se focalise sur les systèmes de grandes cultures car ils correspondent à la grande majorité de la littérature. On s'appuie sur la décomposition des freins (Figure 6-2) proposée par l'étude sur l'introduction d'espèces mineures en grandes cultures (Magrini *et al.*, 2016 ; Meynard *et al.*, 2018). L'étude de Meynard *et al.* (2018) a été réalisée en 2011 et 2012 à la demande des Ministères en charge de l'Agriculture et du Développement Durable. Elle recense les freins au développement de 11 espèces de niche : moutarde, tournesol, féverole, lupin, pois chiche, soja, pois protéagineux, luzerne, sorgho, lin (fibre et oléagineux), chanvre pour l'alimentation humaine et animale, et l'industrie (textile, huile), **leur introduction étant pensée dans un contexte de réduction des besoins en pesticides, mais pas spécifiquement dans un objectif de contrôle des bioagresseurs**. L'étude Magrini *et al.* (2016) porte quant à elle sur l'introduction de légumineuses dans les rotations de grandes cultures, introduction qui vise très majoritairement à **mieux gérer la fertilisation azotée**. Cependant les auteurs notent deux intérêts additionnels, d'une part la réduction des pesticides, et en particulier des herbicides, et d'autre part l'accroissement de la diversité à l'échelle du paysage qui contribue aux régulations naturelles.

Figure 6-2. Freins au déploiement des cultures de diversification de l'amont à l'aval de la filière (adapté de Meynard *et al.*, 2018, Figure 2)



Dans la lignée de Meynard *et al.* (2018), nous décrivons ici successivement les freins au niveau de l'exploitation agricole (6.2.2.1), puis au niveau de la filière amont - approvisionnement en semences (6.2.2.2) et enfin de la filière aval (6.2.2.3). Enfin, les leviers permis par la coordination des acteurs dans la filière sont explicités (6.2.2.4).

6.2.2.1. Au niveau de la production agricole

Le Chapitre 2 a montré les contraintes économiques, agronomiques et sociales qui pèsent sur les décisions de rotation et d'assolement des agriculteurs ; on identifie ici les spécificités lorsque la diversification des rotations et des assolements vise à contrôler les bioagresseurs. Sont présentés successivement les freins et leviers à l'introduction de nouvelles cultures liés : (i) à des caractéristiques agronomiques, (ii) aux équipements, (iii) aux

connaissances et à l'accompagnement des agriculteurs, (iv) au travail sur l'exploitation, (v) à la rentabilité des exploitations et (vi) aux risques et aux préférences des agriculteurs pour le risque. Enfin, nous indiquons les dispositions de la future PAC en faveur de la diversification.

Freins et leviers agronomiques à l'introduction de nouvelles cultures

Les agriculteurs choisissent les espèces qu'ils cultivent en fonction des conditions pédoclimatiques de leurs parcelles (type de sol, présence ou pas de cailloux, microclimat, pente, accès à l'irrigation), à partir d'une expérience qu'ils ont progressivement établie au fil des années. **Les nouvelles cultures à introduire, à visée commerciale ou de service, peuvent présenter des besoins agronomiques spécifiques qui limitent les possibilités d'introduction dans les assolements.** Meynard *et al.* (2018) considèrent qu'en cultures assolées, l'adéquation des nouvelles cultures commerciales aux potentialités agronomiques des parcelles de l'exploitation ne constitue pas un frein majeur car un agriculteur trouvera toujours au moins une espèce cultivable en fonction des caractéristiques de ses parcelles. Par contre, le choix des cultures est délicat du fait de la multiplicité des facteurs à prendre en compte. Ainsi, Scholberg *et al.* (2010) montrent dans une revue bibliographique sur les couverts d'interculture aux Etats-Unis que les différentes espèces se distinguent fortement par la quantité de matière organique produite par le couvert, la vitesse de minéralisation ou encore les risques d'immobilisation d'azote, ce qui complique la décision. Ainsi, lors de l'introduction de couverts d'interculture entre cultures céréalières, les agriculteurs doivent tenir compte des risques d'immobilisation d'azote après enfouissement, et appliquer en conséquence de l'azote minéral pour permettre une bonne croissance de la culture suivante. Ce même risque existe dans une moindre mesure après des cultures de légumineuses. Par ailleurs, le choix des espèces est conditionné par leur adaptation aux situations de production : climat (longueur du jour, température, rayonnement, précipitations), type de sol, risque sanitaire local, durée de la culture (Scholberg *et al.*, 2010). Ces auteurs distinguent les couverts d'interculture adaptés à des climats froids ou tempérés (résistance au gel jusqu'à -10°C) et celles adaptées aux climats chauds, qui ne tolèrent pas les gelées ($<-2^{\circ}\text{C}$) mais peuvent croître sous des températures élevées ($>35^{\circ}\text{C}$). De même, le choix des espèces doit dépendre de l'adaptation au sol (texture, drainage, pH). Enfin, un élément important à prendre en compte est la concurrence entre ces couverts d'interculture et les cultures suivantes pour l'utilisation de la réserve en eau des sols. En conditions sèches et en l'absence d'irrigation, les couverts d'interculture doivent être détruits avant d'assécher trop fortement le sol. Il résulte de ces éléments une grande complexité pour le choix et la mise en œuvre des couverts d'interculture. Souvent dans les exploitations, la période d'implantation des couverts d'interculture est définie par défaut, à la période où aucune culture de rente n'est présente. Or en plus de la multiplicité des contraintes ci-dessus, les couverts d'interculture doivent, pour remplir pleinement leurs services écologiques, être intégrés dans le design des rotations au même titre que les cultures de rente et donc entrer en compte dans l'optimisation des dates de semis/arrachage.

Au-delà des caractéristiques pédoclimatiques des parcelles, comme celles listées au-dessus, le niveau de pression des bioagresseurs doit être pris en compte. Il constitue soit un frein, soit un levier au changement des rotations. Liu *et al.* (2016) utilisent un modèle de programmation dynamique sur données Finlandaises (1995-2012). Leur but est de prédire sur 30 ans (2016-2045) l'impact des prix et de la pression des bioagresseurs (pertes de rendements) sur l'allocation des surfaces à 4 cultures (orge, blé, avoine, oléagineux) et 2 jachères subventionnées dans une région du sud-ouest de la Finlande (Varsinais-Suomi). Ils montrent qu'en présence d'une forte pression des bioagresseurs, les surfaces d'avoine (moins sensible aux bioagresseurs) et de blé de printemps (plus profitable) augmentent au détriment de l'orge surtout dans le scénario de prix élevés (+20% du prix des cultures). Les surfaces en jachère augmentent également lorsque la pression des bioagresseurs augmente. Les surfaces en oléagineux, elles, se maintiennent parce que cette culture a de bonnes propriétés pour casser les cycles de bioagresseurs et qu'elle est plus profitable. **Lorsque le différentiel de rentabilité entre cultures classiques et nouvelles (non cultivées dans l'exploitation) est élevé, le niveau de pression sanitaire peut donc favoriser l'introduction de nouvelles espèces (si ce niveau est fort) ou au contraire le freiner (s'il est faible).** De façon analogue, Pacilly *et al.* (2016), étudiant la gestion du mildiou de la pomme de terre aux Pays Bas, notent qu'une augmentation de la gravité de la maladie pendant plusieurs années peut favoriser la coordination des acteurs et la recherche de solutions plus systémiques et durables face au mildiou.

Le fait d'assigner **plusieurs objectifs simultanément aux rotations diversifiées** peut être un élément favorable à leur adoption. Mawois *et al.* (2019) constatent que lorsque les légumineuses sont introduites en reconcevant la totalité de la rotation sur la base d'objectifs multiples, et en prenant en compte les avantages économiques et agronomiques des légumineuses sur une base pluriannuelle, cela permet d'introduire durablement les

légumineuses dans les rotations. Par exemple dans l'étude, les agriculteurs recherchaient à la fois : (i) une réduction de l'apport d'azote pour la culture suivante, (ii) une amélioration du rendement de la culture suivante, (iii) la rupture des cycles des adventices et (iv) une amélioration de la structure du sol. Pour autant, Vanloqueren et Barret (2008) constatent dans leur étude sur l'adoption de variétés de blé résistantes que la résistance aux maladies n'entre en compte dans le choix variétal qu'après le rendement brut, la résistance à la verse et la qualité commerciale, ce qui explique la faible adoption de ces variétés.

Accès à des équipements nécessaires à la mise en culture et/ou à la récolte des nouvelles cultures

Plusieurs études montrent que **des équipements agricoles spécifiques peuvent faire défaut sur l'exploitation au moment de l'introduction de nouvelles cultures, notamment des appareils de semis ou de récolte**. Casagrande *et al.* (2017) ont conduit une enquête auprès de 194 agriculteurs de différentes régions de France qui introduisent différentes formes de biodiversité végétale, cultivée ou non. En ce qui concerne l'introduction de couverts d'interculture dans le but d'améliorer la structure du sol et de gérer les adventices, les exploitations en agriculture de conservation rencontrent un frein technique important lié à la **difficulté à détruire le couvert végétal sans labour**. C'est particulièrement problématique pour **les exploitations en agriculture biologique** qui ne peuvent utiliser de désherbants chimiques pour cette destruction. En dehors de l'agriculture de conservation et de l'agriculture biologique, la diversité des options techniques associées aux couverts d'interculture (choix des espèces, maintien ou pas du mulch) et la possibilité de destruction du couvert par voie chimique ou mécanique fait que les agriculteurs peuvent facilement introduire ces couverts entre deux cultures.

Le manque d'équipement est particulièrement problématique sur les exploitations extrêmement spécialisées, comme celles en monoculture de pommes de terre aux Pays-Bas étudiées par Pacilly *et al.* (2016) : les machines utilisées pour la plantation et la récolte de la pomme de terre sont trop spécifiques pour être utilisées dans les systèmes de culture qui introduiraient d'autres cultures que la pomme de terre.

Meynard *et al.* (2018) notent également une difficulté de récolte des espèces de diversification que sont le lin et le chanvre, deux cultures pour lesquelles les graines et les fibres sont récoltées simultanément pour leur double usage, textile et industriel. **Pour lever ce frein, les agriculteurs investissent soit individuellement pour posséder leurs propres machines, soit rejoignent une coopérative d'utilisation de machines agricoles (CUMA) pour partager les coûts** (Casagrande *et al.*, 2017) ; la première solution étant préférée par certains agriculteurs car elle évite de gérer les concurrences entre agriculteurs pour l'utilisation des équipements pendant les périodes de travail intense. Colombo *et al.* (2020) identifient le même frein pour la mise en place du chanvre en Sicile et introduisent la notion de **surface minimale par espèce de diversification, pour rentabiliser les achats de matériel de récolte**.

Zwickle *et al.* (2016) utilisent la méthode des « modèles mentaux » (*mental models*), méthode définie ci-dessous, pour analyser la gestion des adventices auprès d'agriculteurs (28 agriculteurs biologiques, Ohio et Indiana, Etats-Unis). Ils comparent également leurs résultats à une étude similaire réalisée auprès d'experts (15 experts, Midwest et Californie, États-Unis, et 1 expert des Pays-Bas) (Zwickle *et al.*, 2014). Un modèle mental est une représentation interne du monde permettant à un individu d'interpréter des observations, de faire des inférences et de prendre des décisions (connaissances, croyances, perceptions du risque). Le modèle mental d'un individu est modelé par son expérience personnelle et ses interactions sociales. Zwickle *et al.* (2016, 2014) mettent à jour ce modèle mental non seulement auprès d'agriculteurs mais également auprès d'experts. Leur intuition est que les agriculteurs ont un modèle mental plus pratique qui intègre des contraintes de temps et d'attention aux tâches à réaliser tandis que les experts ont un modèle mental plus théorique et scientifique. Le risque lié à la gestion des adventices le plus fréquemment mentionné par les deux types de répondants est le risque lié à l'implantation d'un couvert d'interculture. Chez les experts, ce risque est surtout dû à la potentielle contribution du couvert d'interculture à la banque de graines dans le sol. Pour les agriculteurs en revanche, ce risque est dû à la **potentielle faible germination du couvert d'interculture et à son interférence avec la culture suivante** (labour, récolte, concurrence sur les nutriments). Ici aussi, les difficultés de **destruction du couvert d'interculture en agriculture biologique** sont mises en évidence.

Accès à des références techniques et du conseil pour le pilotage et la récolte de ces nouvelles cultures

Dans notre corpus, une large part des travaux souligne les **difficultés d'accès à des références techniques et du conseil pour le pilotage et la récolte des cultures**.

Meynard *et al.* (2018) soulignent le manque de connaissances des agriculteurs mais aussi des conseillers sur les cultures de niches, ce qui peut entraîner des irrégularités de rendement et inciter les agriculteurs à abandonner ces cultures avant de les maîtriser suffisamment. Mawois *et al.* (2019) ont étudié les trajectoires de 26 exploitations intégrant des légumineuses en Bourgogne et Pays de Loire avec l'objectif de comprendre les déterminants de cette introduction, déterminants à la fois internes et externes à l'exploitation. Lors de l'introduction de légumineuses dans une rotation céréalière, la **capacité de l'agriculteur à bien gérer techniquement la culture** joue un rôle clé dans le maintien de ces nouvelles espèces (en particulier, sur la luzerne, le contrôle des adventices et la gestion de la récolte). Des difficultés techniques associées à des baisses significatives des rendements des légumineuses conduisent à leur abandon.

Stetkiewicz *et al.* (2018) réalisent une enquête en Ecosse auprès d'un petit échantillon non représentatif de 43 producteurs d'orge de printemps et de 36 agronomes impliqués dans cette production. L'objectif est d'analyser les perceptions et pratiques pour la protection intégrée. Nous ne retenons de cet article que la question de la rotation des cultures afin de gérer trois maladies fongiques de l'orge de printemps (mildiou, rhynchosporiose et ramulariose). Du point de vue des perceptions, les agriculteurs déclarent utiliser les rotations, d'abord, pour la gestion du risque (« ne pas mettre ses œufs dans le même panier »), puis en seconde position, la réduction des maladies. L'item « réduction des maladies » arrive toutefois en premier parmi les conseillers. Cependant, dans la pratique, la majorité des agriculteurs déclare cultiver « toujours » ou « souvent » de l'orge ou des céréales de manière successive. Cela illustre, selon les auteurs, un **décalage entre perceptions des bénéfices des rotations pour la gestion des bioagresseurs et les pratiques agricoles qui n'en tiennent pas compte**.

Les **raisons du manque de références** techniques sont de plusieurs ordres. Parmi les raisons expliquant le manque de connaissances des conseillers, Meynard *et al.* (2018) mentionnent un manque de références techniques issues des instituts techniques du fait de leur **modèle économique** : leurs financements sont liés au volume récolté pour chaque culture, ce qui les incite à travailler en priorité sur les cultures majoritaires. Par ailleurs, le manque de références technico-économiques et agronomiques **à l'échelle de la rotation** est pointé par Meynard *et al.* (2018). En effet, évaluer les performances d'une nouvelle culture à l'échelle de cette seule culture et non de la rotation empêche de tenir compte des effets agronomiques bénéfiques sur la culture suivante, qui améliorent également la rentabilité économique de la rotation. Par exemple, Schneider *et al.* (2010) constatent que la rentabilité d'une culture de légumineuse (par exemple, le pois) est jugée faible à l'échelle de la culture, mais bien meilleure à l'échelle de la rotation céréalière dans laquelle elle est introduite, surtout si l'on intègre sa contribution à la fertilité du sol et la réduction des besoins en azote et herbicides de la culture suivante. Malheureusement ces informations sont encore peu disponibles (Zander *et al.*, 2016 ; Magrini *et al.*, 2016) **faute d'investissements des institutions publiques et privées** pour les produire. Swanton *et al.* (2008) font une revue des principaux freins au développement de la gestion intégrée de la flore adventice, principalement aux Etats-Unis. Ils notent que même si les agriculteurs adoptent une diversité de modes de gestion, ils intègrent rarement ces pratiques dans une **perspective de long-terme**. Les pratiques sont perçues comme moins fiables (plus risquées), peu rentables sur le court-terme avec des financements incitatifs qui restent trop faibles, contradictoires avec le désir « psychologique » d'avoir des parcelles « propres », peu encouragées par l'amont de la filière **qui vend du conseil sur la protection chimique et vend également les produits chimiques**²⁷. Dans l'analyse des freins et leviers à la mise en place d'une filière chanvre en Sicile, Colombo *et al.* (2020) montrent l'effet freinant du **manque de connaissances et de compétences locales** sur une culture absente depuis longtemps du territoire : il s'avère impossible de connaître pour cette culture les pratiques adaptées, les rotations dans lesquelles l'insérer, et l'on manque souvent de variétés adaptées au contexte pédoclimatique. Les agriculteurs ne peuvent pas non plus se projeter sur une rentabilité économique de la culture par manque de référence sur les rendements et les prix. Les connaissances insuffisantes des agriculteurs font qu'ils doutent du succès économique de rotations destinées à gérer les adventices et qui sont relativement complexes à grande échelle. Macé *et al.* (2007) conduisent des entretiens en France auprès de 15 agriculteurs sélectionnés pour la diversité de leurs systèmes de culture, de leurs modes de gestion des adventices, de la disponibilité du facteur travail et de la région. Leur objectif est de comprendre la façon dont les agriculteurs raisonnent leur gestion des adventices. Leur principal résultat est la mise en évidence d'un **raisonnement à différentes échelles temporelles (opérationnel, tactique, stratégique) et plus globalement, la complexité des décisions**. Les rotations de cultures peuvent relever de deux stratégies en rapport avec la gestion des adventices. (i) Il s'agit de gérer les adventices *à l'intérieur d'une même rotation* en planifiant les opérations de désherbage mécanique ou chimique. Si le producteur anticipe des difficultés de gestion des adventices sur

²⁷ Ce qui n'est plus le cas en France depuis 2021.

une culture donnée, il veillera à réduire le stock de graines sur une culture précédente. (ii) La rotation est *conçue* elle-même de façon à gérer les adventices. Cette dernière option est peu présente dans les entretiens réalisés, les agriculteurs s'appuyant sur le contrôle chimique pour gérer les adventices plutôt que sur la conception des successions de cultures. Le frein mentionné par les auteurs est la **diversité des sources de conseil en France** (conseillers privés, coopératives, instituts techniques, chambres d'agriculture) et l'absence de coordination menant à des conseils parfois contradictoires. Les auteurs notent que le conseil agricole sur la gestion des adventices se limite souvent à une culture donnée pendant une saison, sur le court-terme donc, et privilégie la protection chimique. Les auteurs s'intéressent à la possibilité de considérer des critères environnementaux dans un outil d'aide à la décision ciblant la gestion des adventices. Le manque de références peut également s'expliquer par la **complexité des décisions** des agriculteurs qui **n'adoptent pas une pratique de manière isolée mais plutôt une combinaison de pratiques** (un portefeuille de pratique). Bailey *et al.* (2009) réalisent une enquête auprès de 571 agriculteurs en grandes cultures au Royaume-Uni avec l'objectif (i) d'identifier les combinaisons de pratiques de protection intégrée adoptées, et (ii) de déterminer l'impact de l'adoption de ces combinaisons sur le nombre de traitements insecticides. L'analyse en composantes principales met en évidence 4 groupes de combinaisons de pratiques. Etant données les pratiques identifiées dans chacun de ces groupes et les caractéristiques socioéconomiques des producteurs de chaque groupe, les auteurs interprètent ce qui leur semble être la motivation ou préoccupation des producteurs dans chacun de ces groupes. Une première combinaison de pratiques est identifiée : **date de semis, rotations et mode de culture**. La nature de ces pratiques semble indiquer une préoccupation forte pour les **problèmes de gestion des adventices**. Les producteurs de ce premier groupe sont, de plus, plutôt des agriculteurs bio. Une deuxième combinaison est identifiée : **traitement des semences, variétés résistantes, combinaison de variétés sur différentes parcelles, alternance de pesticides**. Dans ce deuxième groupe, les producteurs ont tendance à ne pas utiliser de bandes enherbées (*beetle banks*), de désherbage manuel et de mélanges variétaux (sur la même parcelle). Cela semble indiquer une préoccupation pour les **problèmes de gestion des maladies mais pas exclusivement** car ce groupe a tendance à ne pas utiliser les mélanges variétaux. Les deux autres groupes de combinaisons de pratiques mises en évidence par l'analyse en composantes principales révèlent une préoccupation pour la gestion des insectes avec, pour le troisième groupe, une préoccupation pour la **gestion des auxiliaires des cultures déjà présents dans la parcelle (cultures piège, phéromones, mélanges de variétés)** et pour le dernier groupe, une préoccupation pour la **gestion des prédateurs des bioagresseurs des cultures par l'implantation de bandes fleuries ou enherbées**. Sur les quatre combinaisons de pratiques présentées ci-dessus, seules deux combinaisons ont un effet significatif sur l'usage d'insecticides. La combinaison relative à la **gestion des maladies** mène à une augmentation de l'usage d'insecticides tandis que la combinaison relative à la **gestion des auxiliaires des cultures déjà présentes dans la parcelle** mène à une réduction de l'usage d'insecticides. L'étude ne montre pas que la **gestion des prédateurs des bioagresseurs des cultures** par l'implantation de bandes fleuries ou enherbées réduit significativement l'usage d'insecticides.

Plusieurs **leviers favorisant l'acquisition et le partage de références** sont mentionnés dans ces différents travaux.

Expérimentation à la ferme et partage de connaissance entre pairs. Pour Meynard *et al.* (2018), l'expérimentation à la ferme facilite les apprentissages progressifs (Chantre et Cardona, 2014 ; Conley et Udry, 2010). Scholberg *et al.* (2010), dans leur revue bibliographique sur les couverts végétaux, insistent sur le fait que la complexité de leurs mises en place en grandes cultures (*cf. supra*) impose aux agriculteurs de les tester et de les adapter pas-à-pas sur leurs exploitations pendant plusieurs années. Pour les agriculteurs cherchant à introduire des légumineuses dans leurs rotations céréalières, l'implication dans les réseaux de pairs et l'expérimentation à la ferme sont cités par Mawois *et al.* (2019) comme une réponse au manque de connaissances et de références produits par le développement agricole. De Roest *et al.* (2018) soulignent l'importance des réseaux et de la collaboration entre fermes : partage des connaissances pour la mise en place de rotations et /ou de couverts d'interculture, par exemple des connaissances sur les associations de cultures. Wick *et al.* (2019) décrivent un réseau de 121 agriculteurs, conseillers techniques et chercheurs du groupe de travail sur les sols de l'Université du Dakota, réseau créé pour échanger des connaissances sur la santé des sols. Des groupes de discussion informels, appelés Soil Health Café Talks, ont rassemblé 156 personnes. L'enquête réalisée auprès de personnes de ces groupes montre l'intérêt de ce dispositif pour produire ou échanger des connaissances (notamment sur les couverts d'interculture), pour faciliter le partage d'équipement entre les agriculteurs (ex : semoirs de semis direct), qui facilitent l'adoption de ces cultures. Ainsi, plus de 25 % des personnes enquêtées déclarent avoir adopté les couverts d'interculture après avoir assisté aux Café Talks.

Recherche et formation. Singh *et al.* (2014) soulignent le besoin de développer de nouvelles compétences et d'actualiser les connaissances des agriculteurs. **La recherche** a un rôle à jouer pour fournir des outils permettant

d'évaluer l'amélioration de la structure du sol et sa fertilité permise par la diversification des rotations et, *in fine*, former et convaincre les agriculteurs. Dans un article dont les résultats sont à prendre avec précaution étant donnée l'ancienneté de l'étude, Korsching et Malia (1991) recueillent, par une enquête courrier, les **besoins de recherches** identifiées par 151 agriculteurs de l'Iowa (US), producteurs de maïs, soja, céréales à petits grains ou légumes et tous membres d'une organisation à but non-lucratif promouvant les pratiques durables. Les auteurs définissent comme durables essentiellement des pratiques favorisant des réductions d'intrants. Une majorité des répondants (61%) indiquent que les recherches sur les pratiques alternatives à la gestion des herbicides sont les plus utiles tandis que 34% les classent comme très utiles. Les besoins de recherches sur les couverts d'interculture sont classés comme les plus utiles ou très utiles par 75 à 85% des enquêtés ; et les réponses à cette question sont, comme attendu, négativement corrélées avec le degré d'utilisation d'intrants chimiques par le répondant. Dans leur comparaison des modèles mentaux d'experts et d'agriculteurs en agriculture biologique de l'Ohio et de l'Indiana sur la gestion des adventices, Zwickle *et al.* (2016, 2014) montrent, eux, qu'à la fois les experts et les agriculteurs mentionnent la nécessité d'une approche scientifique **sur le long terme** pour évaluer les effets de la gestion intégrée des adventices. Mais, par rapport aux experts, les agriculteurs mentionnent bien moins souvent la diversification. En ce qui concerne l'item « diversification », les agriculteurs se concentrent plus sur la **combinaison de modes de gestion** (par exemple, labour combiné à de l'inter-culture, pâturages et fauche) **pour réussir sur le long-terme**. Les experts pour leur part ont plutôt mentionné des pratiques de diversification permettant de réduire les possibilités de recharge de la banque de graines (cycle de vie des adventices, phénologie, perturbation du sol, et prédation par des micro- et macro-organismes). Ces deux visions concourent toutefois au même objectif.

Outil d'Aide à la Décision : Dans la revue de Swanton *et al.* (2008) sur les principaux freins au développement de la gestion intégrée de la flore adventice, principalement aux Etats-Unis, l'amélioration des outils d'aide à la décision à destination des agriculteurs est considérée comme un levier important. DECI-FLORSYS est un exemple de ce type d'outil (Colbach *et al.*, 2021). Adossé au modèle FLORSYS, il permet d'évaluer les effets d'une gamme de systèmes de culture sur le contrôle des adventices. Macé *et al.* (2007) montrent la complexité de la prise de décisions pour gérer les adventices (principalement par voie chimique ou mécanique dans l'étude). En effet le développement des adventices une année donnée dépend de l'espèce cultivée sur la parcelle mais aussi de la banque de graines présentes dans le sol et donc des cultures précédemment en rotation. Ces auteurs proposent de construire des outils d'aide à la décision pour aider les agriculteurs à concevoir des rotations permettant de lutter contre les adventices.

Temps de travail et charge mentale lors de l'introduction de nouvelles cultures

La diversification des rotations et des assolements soulève deux ensembles de questions relatives au travail agricole, d'une part sur la quantité de travail nécessaire, qui concerne aussi bien les agriculteurs que leurs salariés, et d'autre part sur la charge mentale des agriculteurs lorsqu'ils conçoivent et mettent en œuvre leurs rotations.

En grande culture, la diversification ne semble pas associée à une forte augmentation de travail, contrairement au cas des cultures légumières. Parfois même, la diversification permet d'étaler les pointes de travail, ce qui constitue un élément favorable au déploiement des rotations diversifiées (De Roest *et al.*, 2018). Cet article synthétise plusieurs cas d'études sur différents pays (Espagne, France, Lituanie, Lettonie, Autriche, Israël et Italie) et porte sur différentes formes de diversification au niveau des exploitations agricoles (diversification des cultures, mais aussi des ateliers de production : culture-élevage, ou encore des activités : production agricole-tourisme). Elle illustre l'intérêt des économies de gamme qui sont induites par la diversification, par opposition aux économies d'échelle induites par la spécialisation des exploitations. Bien que ces cas d'études ne soient pas réellement pertinents pour ce qui nous intéresse ici car ils se focalisent essentiellement sur la diversification des qualités de produits ou des modes de commercialisation à l'échelle de certaines zones géographiques, et non à la diversification des productions à l'échelle des exploitations agricoles, la revue de littérature présentée en première partie de l'article apporte des éléments d'éclairage intéressants, qui montrent que **la diversification des cultures peut permettre d'étaler les pics de travail**. Par exemple l'introduction d'une nouvelle culture dans une rotation système maïs-soja peut se faire en tirant partie de la main d'œuvre non utilisée à certaines périodes de l'année, tout en augmentant la rentabilité de l'exploitation et ses performances agronomiques et environnementales. Pardo *et al.* (2010) dans leur étude sur la rentabilité de pratiques de gestion intégrée des adventices en France, montrent des résultats de même nature : introduire des cultures de diversification avec des cycles décalés (culture de printemps à la suite d'un blé d'hiver, par exemple) pour casser le cycle de certaines adventices permet également de répartir les pics de travail sur l'année et, de

fait, de dégager du temps de travail pour mettre en œuvre d'autres pratiques de gestion intégrée des adventices (par exemple, un travail superficiel répété du sol, désherbage mécanique).

Par contre **la diversification des rotations accroît la charge mentale des agriculteurs**, à la fois pour ce qui touche à la conception de ces rotations (optimisation de la position des cycles de cultures, des espèces, des variétés ; gestion des multiples objectifs : fertilité, contrôle des adventices, rentabilité) qu'au pilotage des cultures. Sur le premier point, l'adoption de rotations diversifiées longues (6-10 ans) pour réduire les risques économiques et gérer l'enherbement, avec introduction de cultures semi-pérennes comme la luzerne, implique une **reconception du système de culture dans sa globalité, et un processus de prise de décision très intégratif et donc complexe** (Casagrande *et al.*, 2017). En particulier, bien penser l'ordre des cultures dans la rotation est un levier important de la rentabilité de la diversification. Ainsi Wieme *et al.* (2020) montrent qu'il vaut mieux intégrer un orge deux ou trois ans après une luzerne que juste à la suite de cette dernière, tandis que l'orge a un effet intéressant sur les adventices permettant d'améliorer le rendement d'un quinoa l'année suivante. Cela souligne la nécessité de disposer de connaissances agronomiques précises mais aussi dans une dimension systémique, en lien avec la sous-section précédente.

Selon ces mêmes auteurs, les agriculteurs cherchant à augmenter la biodiversité cultivée dans leurs fermes soulignent **une nécessaire augmentation du temps de pilotage et d'observation de ces nouvelles cultures**. Ce temps, en entrant en concurrence avec celui dévolu à la gestion globale de l'exploitation, constitue un frein à l'adoption de ces pratiques, en particulier aux périodes de fortes charges de travail. D'ailleurs les agriculteurs qui utilisent le plus ces techniques sont ceux qui recourent à de la main d'œuvre salariée. Un levier pour réduire la charge mentale est le **partage d'expériences et de connaissances entre agriculteurs au sein de réseaux physiques ou virtuels** (Casagrande *et al.*, 2017, ex des réseaux BASE, DEPHY-fermes).

Peu de littérature existe concernant le temps de travail ou la charge mentale associée à l'introduction de couverts végétaux en interculture. Selon Casagrande *et al.* (2017), cela ne semble pas problématique car ces couverts demandent peu de travail en dehors du semis et de la destruction du couvert comparé aux bénéfiques qu'ils apportent.

Rentabilité

La rentabilité des cultures est un levier majeur pour favoriser la diversification des cultures. En effet, en cas de forte rentabilité, le verrou des investissements (par exemple pour l'achat d'équipements spécifiques aux nouvelles cultures introduites) peut être levé. *A contrario*, l'agriculteur peut faire le choix de ne pas introduire une culture permettant de casser le cycle de certains bioagresseurs dans la rotation lorsque celle-ci n'est pas suffisamment rentable. Du point de vue des sciences sociales, le type de données mobilisées pour mesurer la rentabilité est important. Si l'expérimentation a l'avantage de permettre la mise en évidence d'un effet causal et le contrôle des « variables de contrôle », elle peut être questionnée quant à sa validité externe du fait des hypothèses sur les comportements et motivations des agriculteurs. De même, la théorie et la simulation s'appuient sur des hypothèses qui ont leur domaine de validité. Notre corpus en lien avec la rentabilité se compose en majorité d'études basées sur des expérimentations. La diversification considérée est en majorité l'introduction d'une nouvelle culture dans la rotation. Le reste des pratiques de diversification considérées consiste en un allongement de la rotation ou à sa diversification tandis qu'un seul article traite de l'effet « précédent cultural ». Une grosse moitié des articles considère la **rentabilité de l'ensemble de la rotation** tandis que les autres ne prennent pas en compte la valeur économique de la culture introduite ou ne s'intéressent qu'à l'effet précédent.

Considérons d'abord les articles basés sur l'expérimentation.

Davis *et al.* (2012) ont conduit une expérimentation de 2003 à 2011 dans l'Iowa avec comparaison de trois rotations : une rotation sur 2 ans (maïs-soja) avec engrais et herbicides comme dans les exploitations voisines, une rotation de 3 ans (maïs-soja-céréales + trèfle rouge) et une rotation de 4 ans (maïs-soja-céréales + luzerne-luzerne) avec de faibles quantités d'engrais azotés synthétiques et d'herbicides et des apports de fumier de bovins. Des résultats similaires entre les 3 rotations sont obtenus en ce qui concerne le rendement agronomique, le contrôle des adventices et le bénéfice économique, malgré la réduction des intrants agrochimiques (6 à 10 fois moins d'herbicides utilisés dans les 2 rotations diversifiées). Par rapport à la rotation sur deux ans avec usage intensif des intrants chimiques, sur les 2 rotations diversifiées, les coûts plus élevés en engrais azoté, herbicides et énergie d'origine fossile ont été remplacés par une augmentation des coûts de main-d'œuvre, une gestion intensive des connaissances et l'utilisation de services écosystémiques (notamment la fixation biologique de

l'azote par le trèfle et la luzerne). Au-delà des effets bénéfiques sur l'environnement grâce à la réduction forte des herbicides, un autre résultat encourageant est que **si les valeurs moyennes sont identiques, les auteurs ont observé une plus grande stabilité des bénéfices sur les 9 années de l'expérimentation, dans les rotations de 3 et 4 ans par rapport à la rotation de 2 ans.**

Larkin et Halloran (2014) étudient par expérimentation dans le Maine (USA) le potentiel de contrôle des maladies telluriques de la pomme de terre avec 5 précédents culturaux (mélange de moutarde, sorgho, colza et soja en comparaison de l'orge qui est le précédent cultural classique dans la région). Chacune de ces cultures a été gérée de quatre façons différentes : comme engrais vert, dans lequel toute la biomasse produite est incorporée dans le sol, comme culture de couverture, où toute la biomasse produite reste sur place sans incorporation, comme culture récoltée avec incorporation des résidus de culture dans le sol après la récolte et comme culture récoltée sans incorporation des résidus. Avec l'enfouissement des Brassicacées, c'est le processus de biofumigation qui est recherché, un mécanisme permettant de lutter contre plusieurs agents pathogènes telluriques. **Le mélange de moutarde utilisé comme engrais vert a eu les effets les plus bénéfiques sur la réduction des maladies telluriques et l'augmentation du rendement des pommes de terre. En intégrant les coûts additionnels liés à la culture du mélange de moutarde (semences, semis, enfouissement), le rendement économique du système a été augmenté par rapport à l'utilisation d'une culture de rotation d'orge standard.** Par comparaison, le soja en culture de rente est également responsable d'un bon rendement économique de la rotation, grâce à la bonne rentabilité de sa production, mais entraîne des effets négatifs sur les maladies et le rendement de la pomme de terre. Cela confirme que la rentabilité des couverts d'interculture (et d'une façon générale des rotations diversifiées) doit être analysée très finement du fait de la multiplicité des processus économiques impliqués (coûts des cultures vs bénéfices sur la santé des plantes vs bénéfices liés aux rendements commercialisés).

Hunt *et al.* (2017) trouvent, à partir de résultats d'expérimentations conduites de 2008 à 2015 dans l'Iowa (Etats-Unis), que l'introduction d'avoine (en même temps que du trèfle rouge) ou d'avoine puis de luzerne dans une rotation maïs-soja améliore le rendement du maïs et diminue l'utilisation d'herbicide, que ce soit en système conventionnel ou en système utilisant peu d'herbicides (utilisation raisonnée sur le maïs et le soja et désherbage mécanique sur les autres cultures). **L'introduction des nouvelles cultures dans la rotation a globalement pour effet de faire baisser les dépenses moyennes par hectare sur l'ensemble des cultures (augmentation du travail maïs baisse des dépenses en pesticides et baisse du coût des semences). Les auteurs montrent une augmentation de la marge, mais uniquement sur le maïs.** Ils ne tiennent *a priori* pas compte des rendements et du prix des nouvelles cultures introduites. On ne peut donc pas réellement tirer de conclusion sur la rentabilité de l'introduction des nouvelles cultures dans la rotation.

Smith *et al.* (2018) conduisent des expérimentations sur 5 ans au Canada afin de déterminer l'impact de différentes pratiques culturales combinées ou non à l'utilisation d'herbicides pour lutter contre des adventices. Ils montrent aussi l'importance d'une évaluation de la rentabilité sur l'échelle de la rotation et non à l'échelle de la culture. Ainsi, **dans leur expérimentation sur la diversification d'une culture colza-blé, la culture du pois est l'une des moins rentables prise individuellement, mais la culture suivant le pois bénéficie d'un apport azoté plus important et ainsi les rotations avec le pois font partie des plus rentables testées.**

Recasens *et al.* (2020) analysent l'effet de différents programmes de gestion intégrée des adventices (*Papaver rhoeas*) sur la rentabilité de céréales d'hiver dans le nord de l'Espagne en non-labour, sur trois saisons consécutives (2014-2015, 2015-2016, 2016-2017). Certaines diversifications ne sont pas rentables quand il s'agit de gérer une adventice. Ainsi, **la mise en place d'un pois de printemps (pois-orge-blé) ou d'une jachère avec itinéraire technique bas-intrants sur une année (orge-jachère-orge), bien qu'efficace sur l'adventice, ne générera pas un revenu pour l'agriculteur.** Les auteurs notent cependant que l'empreinte carbone est améliorée dans le cas de la jachère, ce bénéfice non-marchand pourrait contrebalancer la moindre performance économique de la jachère.

Severini *et al.* (2021) réalisent 3 essais expérimentaux (deux pour le maïs et un pour le maïs et le soja, des cultures utilisées pour l'alimentation animale) dans le nord de l'Italie, en Lombardie, sur deux saisons consécutives (2016-2017, 2017-2018). L'objectif est d'évaluer la performance, en termes de variabilité des rendements et de rentabilité, de l'introduction de plantes de couverture en agriculture biologique et de conservation, donc sans labour, et avec enfouissement de ce couvert (*cover crop-based no-tillage or reduced tillage in organic farming*) par rapport à la pratique traditionnelle du labour inter-rang (*inter-row tillage*). Les auteurs étudient les effets de l'introduction de légumineuses en intersaison sur le maïs et de seigle ou de triticales en intersaison sur le soja. Ils ne trouvent aucun effet positif (voire des effets négatifs) des légumineuses sur le rendement du maïs suivant. Il n'y aurait donc ici pas d'effet de l'azote laissé par les légumineuses dans le sol. Cela vient notamment en contradiction

des hypothèses sur lesquelles reposent une grande partie des résultats de Jeffrey *et al.* (2017) qui trouvent un effet positif des rotations sur les marges des cultures. Concernant la rentabilité, pour Severini *et al.* (2021), comme les coûts associés à la production de légumineuses (achats de semences et gestion des parcelles) sont supérieurs à ceux engendrés par le labour, **mettre ces plantes de couverture en agriculture biologique et de conservation s'avère moins rentable que le labour inter-rang qui est la pratique traditionnelle pour gérer les adventices.** Le scénario d'introduction de ces cultures qu'elles ne soient pas vendues (elles sont broyées ou enfouies). Cette hypothèse pourrait changer les résultats sur les marges globales. Sur le soja en revanche, les rendements obtenus sont généralement meilleurs avec les plantes de couverture qu'avec le labour inter-rang et les marges brutes en général plus élevées malgré des coûts de production plus importants.

Enfin, trois articles utilisent la simulation à partir de données expérimentales ou de calibrage de modèle théorique.

Lazarus et Swanson (1983) proposent un modèle théorique permettant de déterminer les seuils à partir desquels mettre en œuvre l'une ou l'autre de ces deux stratégies de prévention contre un bioagresseur du maïs, la chrysomèle : l'utilisation d'un insecticide sur le maïs et la rotation avec une culture non sensible au bioagresseur, mais moins profitable. Le modèle montre que pour des niveaux d'infestation faibles (1^{er} seuil), aucune stratégie n'est utilisée ; pour des niveaux moyens (2^{ème} seuil), l'agriculteur cultive le maïs avec insecticides et pour des niveaux élevés (3^{ème} seuil), l'agriculteur introduit la culture de rotation. Lorsqu'on simule une profitabilité plus élevée de la culture alternative, le seuil d'infestation à partir duquel la rotation est adoptée diminue. **La profitabilité de la culture supplémentaire relativement à la culture principale est cruciale.** Lorsque le prix de la culture à introduire n'est pas suffisamment élevé, il est plus profitable pour l'agriculteur d'avoir recours à un insecticide pour éliminer les bioagresseurs de la culture principale. Le second objectif de l'article est d'introduire de l'incertitude dans le modèle (sur le niveau d'infestation, sur les pertes de rendement, sur les prix) et de simuler les choix de production en fonction de l'attitude des agriculteurs vis-à-vis de ces risques. Les données utilisées sont issues de fermes représentatives dans l'Illinois avec du maïs comme culture principale et du soja comme culture supplémentaire dans la rotation. Il s'agit alors de déterminer l'effet de l'aversion au risque sur la combinaison optimale de deux stratégies de prévention. Des seuils d'infestation sont ainsi estimés à partir d'un modèle de choix de production maximisant l'utilité de l'agriculteur (maximisation du profit espéré sous l'hypothèse d'aversion au risque du producteur). Ces seuils représentent la limite d'infestation au-delà ou en-deçà de laquelle les agriculteurs utilisent les rotations et/ou les insecticides pour lutter contre la chrysomèle. Plus l'aversion au risque augmente, plus la surface en soja augmente (le 3^{ème} seuil est plus bas) à condition que la différence de profitabilité soit importante entre le maïs et le soja (sinon, l'aversion au risque n'a pas d'effet car même les neutres au risque ont intérêt à inclure du soja dans la rotation). Plus l'aversion au risque augmente, plus le nombre de parcelles de maïs non traitées diminue (le 1^{er} seuil est plus bas). Concernant ce dernier résultat, une hypothèse du modèle de simulation est que la culture de soja nécessite peu d'insecticides. Mais, si cette hypothèse est levée, l'aversion au risque peut augmenter l'usage d'insecticides au niveau de la rotation.

A partir d'un modèle de simulation à l'échelle de l'exploitation agricole combiné à des données expérimentales dans l'Est de la France, Pardo *et al.* (2010) s'intéressent à la rentabilité de pratiques de gestion intégrée des adventices dans des rotations de 6 ans (2000-2006). Ils considèrent notamment l'introduction de cultures de printemps dans la rotation pour diversifier les dates de semis (en plus du travail superficiel fréquent du sol et du désherbage mécanique entre autres) dans l'objectif de gérer les adventices par rapport à une situation de référence avec blé d'hiver-orge de printemps-colza. Il ressort que la diversification des rotations dans le cadre de la gestion intégrée des adventices implique une économie sur les dépenses en pesticides du fait de variétés de blé moins sensibles aux maladies et de semis plus tardifs. Cependant, **cette économie sur les dépenses de pesticides n'est pas suffisante pour compenser les pertes de revenu liées à l'introduction de cultures à bas rendements dans la rotation.**

Jeffrey *et al.* (2017) trouvent, à partir d'un modèle de simulation d'une exploitation type au Canada, que **l'introduction de pois (permettant de réduire l'utilisation d'azote) ou de blé d'hiver fait augmenter la valeur actualisée nette du revenu des agriculteurs,** contrairement à d'autres mesures agro-environnementale telle que la mise en place de zone tampon ou la réhabilitation de zones humides. Ce résultat peut en partie être attribué au fait que, dans leur simulation, ces auteurs considèrent l'adoption d'une nouvelle culture (pois ou culture d'hiver) dans la rotation, ne générant ni perte de surface arable, ni coûts de mise en œuvre. Le prix de vente et les coûts de production propres aux nouvelles cultures introduites dans la rotation ne sont pas mentionnés dans l'article. Il est donc difficile de savoir si ces cultures sont plus ou moins rentables que les cultures déjà présentes dans la rotation. Les effets des cultures introduites sur les rendements et l'utilisation d'intrants pour la culture suivante sont estimés à dire d'experts (ex : -33% d'utilisation d'engrais et entre 0 et +10% de rendement sur le blé de printemps suivant le pois).

En conclusion, la diversification par les rotations/assolements a un effet ambigu sur la rentabilité de l'exploitation. Si une faible majorité des études expérimentales recensées conclut à une meilleure profitabilité des systèmes diversifiant les rotations dans des contextes particuliers (systèmes peu diversifiés aux Etats-Unis, cultures bio), le reste des études note une absence d'effet significatif, voire une perte de rentabilité. On notera toutefois des points méthodologiques importants, soulignés également par les articles utilisant des approches de simulation : (i) la nécessité de prendre en compte la valeur économique de la culture introduite et pas seulement son effet sur la culture d'intérêt ; (ii) la nécessité de prendre en compte l'ensemble de la rotation dans l'évaluation et pas seulement un effet précédent ; (iii) l'importance de mettre en regard rentabilité économique de la rotation, liés à la commercialisation, et bénéfices non-marchands (environnement, santé).

Risques et attitudes vis-à-vis du risque

Comme présenté dans le Chapitre 2, l'activité agricole est risquée notamment du fait des aléas climatiques et des pertes liées aux bioagresseurs (risque de rendement). Ce risque n'aura d'impact sur les choix des agriculteurs que s'ils sont sensibles aux risques. Il est raisonnable de considérer que les agriculteurs sont averses au risque (voir Chapitre 2, Encadré 2-2). Dans ce cas, ils seront incités à adopter des pratiques qui diminuent le risque. Dans cette section, nous présentons les travaux qui s'intéressent à l'impact du risque (l'existence d'un aléa sur les rendements, par exemple) et de l'aversion au risque (l'attitude des agriculteurs face à cet aléa) sur les pratiques de diversification par les assolements et rotations.

Notre corpus fait état de deux types de travaux, détaillés dans les paragraphes suivants. (i) D'abord, **les modes de diversification que sont les assolements et les rotations peuvent constituer en eux-mêmes un moyen de gérer les risques**, l'agriculteur gérant une combinaison ou portefeuille de cultures plus ou moins sensibles aux risques climatiques et plus ou moins exposés aux risques prix (cf. Chapitre 2). De Roest *et al.* (2018) indiquent que la diversification de la production permet de réduire les risques de prix auxquels font face les producteurs, surtout si les risques associés à chaque culture ne sont pas liés entre eux (risques indépendants, non corrélés). Lazarus et Swanson (1983) mentionnent que plus les agriculteurs sont averses aux risques, plus ils sont susceptibles d'avoir recours aux rotations (mais aussi aux insecticides) pour gérer les bioagresseurs. (ii) Par ailleurs, **en tant qu'outil potentiel de gestion du risque, la diversification est analysée comme substitut ou complément d'autres outils de gestion du risque**. La littérature sera présentée selon ces deux axes.

(i) La diversification comme outil de gestion du risque. Les travaux s'intéressent à l'impact des assolements/rotations sur la variabilité des rendements et des performances économiques mais également à l'impact sur le risque de pertes de rendements (coefficient d'asymétrie de la distribution des rendements, voir ci-dessous).

Lazarus et Swanson (1983) proposent un modèle théorique permettant de déterminer les seuils à partir desquels mettre en œuvre l'une ou l'autre de ces deux stratégies de prévention contre un bioagresseur du maïs, la chrysome : l'utilisation d'un insecticide sur le maïs et la rotation avec une culture non sensible au bioagresseur, mais moins profitable. Le modèle montre que pour des niveaux d'infestation faibles (1^{er} seuil), aucune stratégie n'est utilisée ; pour des niveaux moyens (2^{ème} seuil), l'agriculteur cultive le maïs avec insecticides et pour des niveaux élevés (3^{ème} seuil), l'agriculteur introduit la culture de rotation. Lorsqu'on simule une profitabilité plus élevée de la culture alternative, le seuil d'infestation à partir duquel la rotation est adoptée diminue. La profitabilité de la culture additionnelle relativement à la culture principale est cruciale. Lorsque le prix de la culture à introduire n'est pas suffisamment élevé, il est plus profitable pour l'agriculteur d'avoir recours à un insecticide pour éliminer les bioagresseurs de la culture principale. Le second objectif de l'article est d'introduire de l'incertitude dans le modèle (sur le niveau d'infestation, sur les pertes de rendement, sur les prix) et de simuler les choix de production en fonction de l'attitude des agriculteurs vis-à-vis de ces risques. Les données utilisées sont issues de fermes représentatives dans l'Illinois avec du maïs comme culture principale et du soja comme culture additionnelle dans la rotation. Il s'agit alors de déterminer l'effet de l'aversion au risque sur la combinaison optimale de deux stratégies de prévention. Des seuils d'infestation sont ainsi estimés à partir d'un modèle de choix de production maximisant l'utilité de l'agriculteur (maximisation du profit espéré sous l'hypothèse d'aversion au risque du producteur). Ces seuils représentent la limite d'infestation au-delà ou en-deçà de laquelle les agriculteurs utilisent les rotations et/ou les insecticides pour lutter contre la chrysome. **Plus l'aversion au risque augmente, plus la surface en soja augmente, c'est-à-dire plus l'agriculteur diversifie plutôt que de faire des traitements chimiques** (le 3^{ème} seuil est plus bas) à condition que la différence de profitabilité soit importante entre le maïs et le soja (sinon, l'aversion au risque n'a pas d'effet car même les agriculteurs « neutres au risque » ont intérêt à inclure du soja dans la rotation). **Plus l'aversion au risque augmente, plus le nombre de parcelles de maïs non traitées diminue, c'est-à-dire plus l'agriculteur recourt à**

des insecticides plutôt qu'au non-traitement (le 1er seuil est plus bas). Concernant ce dernier résultat, une hypothèse du modèle de simulation est que la culture de soja nécessite peu d'insecticides. Mais, si cette hypothèse est levée, l'aversion au risque peut augmenter l'usage d'insecticides au niveau de la rotation.

Selon, Severini *et al.* (2021), il y a plus de variabilité du rendement du maïs quand des couverts d'interculture (légumineuses) sont utilisées à la place du labour pour gérer les adventices en agriculture biologique, moins de variabilité du rendement du soja quand des couverts d'interculture (seigle et surtout triticale) sont utilisées à la place du labour en agriculture biologique. **L'effet de l'introduction d'un couvert d'interculture sur la variabilité des rendements de la culture principale dépend donc des cultures considérées.**

Wieme *et al.* (2020) indiquent que **les performances économiques des rotations diversifiées (8 ou 9 ans avec 5 cultures) sont plus variables, et donc plus risquées, en agriculture biologique qu'en agriculture conventionnelle.** Cette différence de risque peut décourager les agriculteurs à mettre en œuvre ces rotations, notamment pendant la période de conversion où les prix restent ceux du marché conventionnel. Selon Delbridge *et al.* (2013), bien que la rentabilité des exploitations en agriculture biologique soit bonne et parfois meilleure qu'en agriculture conventionnelle, il y a peu de conversions et plusieurs facteurs peuvent expliquer cela. D'abord, l'agriculture biologique est perçue comme plus risquée ; ensuite, il peut y avoir un bénéfice à ne pas se convertir trop vite (le temps qui passe permet de lever certaines incertitudes sur les bénéfices espérés de l'agriculture biologique) ; enfin, la taille de l'exploitation peut jouer pendant la période de transition. Delbridge *et al.* (2013) montrent que, pendant la période de transition, les exploitations de petite taille ont moins de coûts additionnels liés au matériel additionnel nécessaire que les exploitations de grande taille.

Scholberg *et al.* (2010) montrent que l'incertitude économique et l'instabilité des prix (des intrants, des cultures de rente) fragilisent **l'utilisation de couverts d'interculture aux Etats-Unis** puisque **les bénéfices attendus ne sont pas certains.** Les auteurs considèrent donc comme nécessaire le développement d'incitations économiques permettant de réduire ces risques pour encourager le développement des couverts d'interculture.

Swanton *et al.* (2008) suggèrent d'améliorer les outils d'aide à la décision pour simplifier les décisions complexes des agriculteurs pour une meilleure estimation du **risque associé aux pratiques.**

Enfin, un ensemble de travaux s'attache à montrer l'impact de la diversification sur le risque à partir de données de production dans le sud de l'Italie.

Di Falco et Chavas (2006) proposent une analyse particulièrement intéressante relativement aux études ci-dessus. En effet, ils introduisent dans leur analyse l'impact de la diversité végétale sur deux paramètres statistiques de la distribution des rendements : la variance (décrit la dispersion) et le coefficient d'asymétrie (décrit l'asymétrie de la distribution : plus étalée à gauche avec des rendements bien plus faibles que la moyenne ou à droite avec des rendements bien plus élevés que la moyenne). Plus la distribution s'étale à gauche, plus le risque de perte de rendement est élevé. Ainsi, Di Falco et Chavas (2006) étudient l'impact de la diversité végétale sur la moyenne des rendements et sur les deux statistiques décrites ci-dessus, la variance et le coefficient d'asymétrie. De plus, ils introduisent les préférences des agriculteurs pour le risque, ce qui permet une analyse de l'impact de la diversité sur la prime de risque (telle que définie dans le Chapitre 2). Ils analysent le lien entre diversité intraspécifique inter-parcellaire, productivité et gestion du risque. La diversité est définie comme le **nombre de parents différents dans la généalogie des variétés cultivées sur l'exploitation.** L'échantillon consiste en données issues de 50 exploitations de blé dur en Sicile en 1999.

L'objectif des auteurs est double. D'abord, ils souhaitent déterminer l'impact de plusieurs intrants (la diversité, les pesticides et les engrais) sur la moyenne, la variance et le coefficient d'asymétrie des rendements. La méthode des moments statistiques est mobilisée (moment-based approach). Schématiquement, il s'agit de régresser la moyenne, la variance et le coefficient d'asymétrie des rendements sur plusieurs intrants dont la diversité, les pesticides et les engrais. Concernant les effets principaux de la diversité, leurs résultats indiquent que **la diversité végétale a un impact positif (et décroissant) sur la moyenne des rendements, un impact négatif (et linéaire) sur la variance et un impact négatif (et croissant) sur le coefficient d'asymétrie.** Cependant, il existe un effet d'interaction entre la diversité et les pesticides. Ces deux éléments ont chacun un effet principal négatif sur la variance, mais leur interaction a un effet positif. Ceci indique que **la diversité végétale n'a un effet négatif sur la variance que pour de faibles niveaux d'usage de pesticides.** Dans ce cas, la diversité est un mode de gestion du risque de rendement. Mais, **pour des niveaux élevés d'usage de pesticides, la diversité a un effet positif sur la variance des rendements.** Il existe également un effet d'interaction entre la diversité et les engrais. Ces deux intrants ont chacun un effet principal négatif sur le coefficient d'asymétrie, mais leur interaction a un effet positif. **A la moyenne de l'échantillon, la diversité végétale augmente le coefficient d'asymétrie seulement pour des**

niveaux élevés de diversité végétale. Ainsi, **un niveau élevé de diversité réduit le risque de pertes de rendement** (réduire la partie gauche de la distribution des rendements et augmenter la partie droite).

Le deuxième objectif des auteurs consiste à déterminer l'impact de la diversité sur la prime de risque et sur ses composantes : la composante liée à la variance et celle liée au coefficient d'asymétrie des rendements. La prime de risque se définit comme la somme que demande un individu pour éviter un risque (voir Encadré 2-2, Chapitre 2). C'est donc un moyen de donner une valeur monétaire à un risque, valeur qui prend en compte l'aversion au risque de l'individu. Une prime de risque élevée est associée à un individu très averse au risque et/ou à un risque élevé. Les auteurs utilisent la simulation en définissant une fonction d'utilité CRRA (constant relative risk aversion) avec un coefficient relatif modéré d'aversion au risque ($r=2$). **La prime de risque est particulièrement élevée pour des niveaux intermédiaires de diversité végétale.** Bien que la diversité végétale augmente la moyenne des rendements, elle a un effet positif sur le coefficient d'asymétrie, ce qui augmente la prime de risque. Les auteurs trouvent que jusqu'à 60% de la prime de risque est expliquée par le risque de perte de rendements. Cependant, **pour des niveaux élevés de diversité végétale, la prime de risque diminue** car, au-delà d'un certain seuil, la diversité augmente la moyenne et réduit la variance et le coefficient d'asymétrie. Enfin, les auteurs analysent la prime de risque sous deux scénarios d'usage des pesticides. Lorsque l'usage de pesticides est faible, l'impact de la diversité sur la variance est négatif alors qu'il est positif dans le scénario usage élevé. Ainsi, **la diversité végétale ne permet de gérer le risque que dans le premier scénario, celui où l'usage des pesticides est faible.**

Di Falco et Chavas (2008) étudient le rôle de la diversification dans la résilience de la production agricole en présence de stress hydrique (niveau des précipitations). Ils développent un modèle dynamique permettant de mettre en évidence l'impact du niveau de diversité sur les niveaux de production de l'année N et de l'année précédente. Ils estiment leur modèle sur une base de données de production de céréales dans 8 régions du sud de l'Italie sur une période de 24 ans (1970-1993). La diversité est mesurée par un indice de diversité spatiale des cultures (indice de Shannon). Les auteurs montrent (i) que **la diversité augmente la production de céréales et que cet effet est plus grand sur le long terme que sur le court terme**, et (ii) que **cet effet positif est plus important quand les précipitations sont faibles. Un niveau élevé de diversité des cultures a un impact positif sur la résilience des rendements agricoles face au stress hydrique.**

(ii) La diversification comme substitut ou complément à d'autres instruments de gestion du risque. Le deuxième axe des travaux sur le risque, les attitudes pour le risque et la diversification consiste à examiner en quoi la diversification est un substitut ou un complément à d'autres instruments de gestion du risque. L'idée étant d'examiner l'impact de l'introduction d'un instrument comme l'assurance sur l'adoption de la diversification. S'il y a substitution entre assurance et diversification (Lazarus et Swanson, 1983), l'assurance est un frein à la diversification ; s'il y a complémentarité entre assurance et diversification (Jeffrey *et al.*, 2017), l'assurance est un levier pour la diversification.

L'assurance récolte peut être un frein à l'introduction de nouvelles cultures dans la rotation. En effet, comme l'expliquent Lazarus et Swanson (1983), l'introduction d'une nouvelle culture dans la rotation peut à la fois permettre de réduire les dommages causés par les bioagresseurs spécifiques à une culture et être un moyen de diversification des risques de production et de revenu. Dans ce sens, la souscription d'une assurance récolte pourrait conduire l'agriculteur à utiliser plus de pesticides, ce qui peut à première vue paraître assez contre-intuitif. Lazarus et Swanson (1983) se placent dans le cas de la production de maïs aux Etats-Unis, cette culture étant sujette aux attaques de chrysomèle. Ils se focalisent sur deux moyens de protection du maïs : l'utilisation d'un insecticide et l'introduction de soja dans la rotation pour casser le cycle du bioagresseur. Le maïs étant plus profitable que le soja, le fait d'être assurés contre les pertes de récolte incite les agriculteurs à produire plus de maïs (et à ne pas introduire de soja dans la rotation), quitte à utiliser plus d'insecticides pour protéger leurs rendements.

Jeffrey *et al.* (2017) trouvent, à partir d'un modèle de simulation d'une exploitation type au Canada, que **la participation à programme subventionné de gestion des risques renforce les bénéfices économiques de l'adoption de nouvelle culture (pois ou blé d'hiver) dans la rotation, et donc les incitations à introduire ces cultures.** Ce résultat ne peut toutefois pas être attribué à un effet des attitudes des agriculteurs vis-à-vis du risque car, comme le montrent ces auteurs, la participation aux programmes de gestion des risques ne fait pas baisser la variabilité des revenus des agriculteurs (mesurée par leur écart-type) mais fait augmenter le revenu/la richesse des agriculteurs du fait des subventions qu'ils reçoivent et fait donc uniquement baisser le risque relatif (mesuré par le coefficient de variation). En fait, la participation à un programme de gestion des risques augmente la richesse des agriculteurs et les incite à produire de façon plus intensive donc à utiliser plus d'intrants chimiques pour accroître les rendements. Comme l'introduction d'une nouvelle culture fait baisser l'utilisation d'intrants et augmenter les rendements de façon proportionnelle (ex : 33% d'engrais en moins et entre 0 et 10%

de rendement en plus dans le cas de l'introduction du pois), la baisse en valeur (et donc le bénéfice net lié à l'introduction d'une nouvelle culture) est plus importante quand les agriculteurs participent à un programme de gestion des risques. A l'inverse, comme la participation à ce type de programme fait augmenter la valeur de chaque hectare de culture produite, les pertes de revenus liées à la mise en place de zones tampons ou à la réhabilitation de zone humide, qui font baisser la surface de terres arables, génèrent des pertes plus importantes quand les agriculteurs participent à un programme de gestion des risques.

Diversifier ses cultures permet à un agriculteur averse au risque de gérer la variabilité des revenus (« ne pas mettre ses œufs dans le même panier »). Cependant, les dispositifs publics comme la PAC peuvent fournir à l'agriculteur un moyen de stabiliser son revenu et de moins dépendre de la diversification. Ainsi, Di Falco et Perrings (2005) développent un cadre théorique pour mettre en évidence ce mécanisme et testent cette hypothèse sur une base de données de production dans 8 régions du sud de l'Italie sur une période de 24 ans (1970-1993). La diversité est mesurée par un indice de diversité spatiale des cultures (indice de Shannon). L'estimation statistique montre (i) que la diversité et les subventions issues des dispositifs publics ont chacun un effet positif sur la moyenne des revenus des agriculteurs, (ii) que **la diversité et les subventions ont chacun un effet négatif la variance des revenus (effet stabilisant)**, et enfin, (iii) que **les subventions et la diversité sont des substituts pour stabiliser les revenus**. Ainsi, alors que l'aversion au risque pousse à diversifier, les dispositifs publics peuvent pousser les agriculteurs à moins diversifier ses cultures pour favoriser la culture subventionnée.

Les incitations économiques en faveur de la diversification

La PAC a cherché à encourager la diversification des cultures à grande échelle avec la réforme de 2014 qui a introduit parmi les trois mesures obligatoires de verdissement, auxquelles étaient conditionnés 30% des aides directes aux agriculteurs, celle concernant la diversification des cultures. Comme indiqué dans le Chapitre 2 (section 2.5.2), cette mesure, qui s'imposait à toutes les exploitations agricoles européennes ayant une surface arable supérieure à 10 ha, stipulait qu'il fallait au moins deux (pour les surfaces inférieures à 30ha) ou trois (pour les surfaces supérieures à 30ha) cultures dans l'assolement, dont la principale ne devait pas couvrir plus de 75% de l'assolement et la minoritaire devait couvrir au moins 5%. Nous avons déjà présenté dans le Chapitre 2 les raisons pour lesquelles le verdissement n'a eu que peu d'effets sur les pratiques et les assolements des agriculteurs. La mesure « diversification » a été vivement critiquée pour son manque d'ambition notamment à la fois parce qu'elle n'imposait pas de critère de rotation des cultures, mais aussi parce que la plupart des évaluations conduites ex-ante, le plus souvent à partir de modèles de simulation, ou par analyse des statistiques disponibles, prédisaient que la grande majorité des exploitations respectaient déjà ces conditions et que la mesure serait donc globalement inefficace, se limitant à un « effet d'aubaine » pour les exploitants (voir Cortignani et Dono, 2019, pour l'Italie ; Louhichi *et al.*, 2017, pour l'Europe). Il est encore trop tôt pour disposer d'analyses ex-post quantitatives, susceptibles de nous renseigner sur l'impact net de cette mesure. Sauquet (2023) l'estime sur un échantillon représentatif d'exploitations françaises ayant une surface comprise entre 20 et 40ha, avec une méthode de régression sur discontinuité en double différence. Il montre que la mesure a eu un effet petit mais significatif : pour les exploitations dont la surface arable est proche de 30ha, on peut conclure que le nombre de cultures s'est légèrement accru en moyenne, et la part, en surface, des cultures qui étaient le moins bien représentées dans l'assolement a un peu augmenté, par rapport à un contrefactuel dans lequel la mesure n'aurait pas été mise en place.

La PAC de la période 2023-2027, quant à elle, a inclus plus de dispositifs susceptibles de favoriser la diversification des cultures. Bien sûr, aucun d'entre eux n'a encore été évalué de manière rigoureuse, d'autant plus que les plans stratégiques nationaux (PSN), qui précisent les stratégies d'application de la PAC de chaque Etat membre ne sont pas encore tous publics ni finalisés (octobre 2022). Nous présentons ici, de manière factuelle, les dispositions figurant dans le PSN français dont la version soumise en juillet 2022 a été approuvée par la Commission européenne le 31 août 2022, après un certain nombre d'ajustements qui ont, entre autres, concerné les exigences de diversification. Ces mesures sont applicables à partir de janvier 2023.

La conditionnalité renforcée

Pour rappel, le respect des BCAE fait partie de la conditionnalité des aides, et la PAC 2023-2027 a intégré dans un volet dit de « conditionnalité renforcé » une large part des mesures du verdissement. La BCAE 7 a été traitée initialement par le PSN français comme une obligation de diversification, en imposant un nombre minimal de cultures dans l'assolement des exploitations. Suite aux remarques de la Commission, la France revu sa copie et intégré des conditions qui assurent non seulement que l'assolement est diversifié, mais aussi que la même

culture n'est pas toujours implantée sur la même parcelle de façon à assurer un minimum d'obligation de rotations, favorables à la santé des sols et à la lutte contre les bioagresseurs. La BCAE 7 impose désormais que :

- chaque année, sur au moins 35 % de la surfaces en culture (terres arables sauf surfaces en herbe, fourrage herbacé et jachère), il faudra justifier que la culture principale est différente de celle de l'année précédente, ou qu'un couvert hivernal est mis en place ;
- à compter de 2025, il faudra justifier d'une rotation d'au moins 4 ans sur chaque parcelle : l'exploitant devra montrer que sur la campagne en cours et les trois campagnes précédentes, au moins deux cultures principales différentes ont été mises en place, ou bien qu'un couvert hivernal était présent chaque année (avec une exception pour le maïs semence)

Notons cependant que des exceptions et dérogations existent. En particulier, comme pour le verdissement, les exploitations en AB, celles de moins de 10 hectares de terres arables, et celles qui ont plus de 75% de leur surface dédiée à l'herbe ou au pâturage ne sont pas soumises à la BCAE7.

La diversification et la rotation des cultures dans les écorégimes

Comme indiqué dans le Chapitre 2, l'écorégime est financé sur 25% du budget des aides directes de la PAC (ce qui signifie que l'aide directe de base est en moyenne réduite de 25% par rapport à la PAC 2014-2022) et est ouvert aux agriculteurs qui choisissent de s'engager dans un ensemble de mesures permettant d'améliorer l'environnement et le climat. Trois voies sont possibles pour toucher les aides de l'écorégime qui peuvent varier de 0 (si on ne s'engage pas) à 110 €/ha pour les agriculteurs bio, avec deux niveaux intermédiaires à 60 €/ha pour le niveau standard et 82€/ha pour le niveau supérieur. Les aides de l'écorégime sont payées sur tous les hectares de l'exploitation, mais les obligations associées doivent aussi être respectées sur l'ensemble de l'exploitation. La voie dite « des pratiques » impose des obligations de diversité des cultures : pour les cultures pérennes, il faut respecter un taux d'enherbement de l'inter-rang de 75% pour le niveau standard et 90% au moins pour le niveau supérieur. Sur les terres arables, les exigences vont au-delà de celles de la BCAE7. Une méthode de scoring est proposée, qui alloue des points aux agriculteurs en fonction de la diversité de leur assolement mesuré par la part occupée par différentes familles de cultures²⁸. En fonction du nombre de points obtenus, les agriculteurs peuvent accéder au niveau standard ou supérieur de l'écorégime. Il faut signaler qu'il existe d'autres voies pour accéder à l'écorégime, notamment celle des infrastructures agro-environnementales (voir section 6.3.2.1) et celle de la certification environnementale. Cette dernière s'appuie sur le cahier des charges de la certification Haute valeur environnementale (HVE). HVE inclut des critères de diversité des assolements (dans le volet dit « biodiversité ») à partir d'une méthode de scoring, qui attribue des points en fonction du poids de la culture dominante dans la SAU et du nombre d'espèces végétales cultivées. Les exigences de cette certification restent cependant très modestes, puisque des premières analyses montrent que jusqu'à 97% des exploitations françaises obtiendraient le nombre de point requis sur le volet « biodiversité » sans rien changer à leur assolement actuel.

On peut donc conclure que les écoregimes, en couplant des montants d'aides directes assez élevés (au moins 60€/ha) à un taux minimum de diversification des assolements est effectivement un moyen sinon d'allonger les rotations, du moins d'empêcher la simplification des assolements. En incluant des exigences de diversité des assolements, le Ministère de l'agriculture envoie un double message sur l'importance qu'il y accorde : positif car il signale ainsi que l'hyperspécialisation et la monoculture ne sont plus la norme ; plus ambigu car les agriculteurs n'auront pas (ou peu) d'efforts à faire pour s'y conformer et que les exceptions et dérogations existent.

Le renforcement des aides couplées aux légumineuses

Diversifier et allonger les assolements passe souvent par l'introduction de cultures légumineuses (voir section 6.2.1.1). Comme indiqué dans le Chapitre 2, la PAC a introduit des soutiens financiers pour ces cultures, sous forme d'aides couplées (versées à l'hectare) notamment pour les légumineuses fourragères susceptibles d'améliorer l'autonomie alimentaire des exploitations d'élevage (aides soumises à la présence de 5 UGB minimum ou à la contractualisation avec un éleveur).

Des articles portant sur la période 2014-2020 montrent que ces aides, combinées aux obligations de diversification du verdissement, ont contribué à augmenter les surfaces en légumineuses, malgré les verrouillages sociotechniques qui freinent leur expansion (Magrini *et al.*, 2016). Cortignani et Dono (2020), par exemple, montrent avec un modèle de simulation calibré sur le RICA italien que la perte de marge brute des

²⁸ Prairies temporaires et jachères, cultures fixatrices d'azote, céréales d'hiver, céréales de printemps, plantes sarclées, oléagineux d'hiver, oléagineux de printemps, autres cultures et prairies permanentes.

rotations s'appuyant sur des légumineuses est compensée par les aides couplées, et, du point de vue social, par les impacts environnementaux positifs.

Dans le cadre de la PAC 2023-2027, le PSN français maintient les conditions d'accès aux aides pour les légumineuses déshydratées, les semences de légumineuses fourragères, le soja et les protéagineux (pois protéagineux, lupin, féverole, semences de petits pois), ce qui permet de les rendre un peu plus attractives. Il les étend aux légumes secs (lentilles, pois chiches, haricots secs, fèves, etc.), pour un montant maximum prévu d'environ 100 €/ha.

Le nouveau dispositif de couverture des risques de pertes de récolte

Comme indiqué précédemment dans cette section, la diversification des cultures est aussi pour l'agriculteur un moyen de gérer ses risques. La littérature scientifique a montré que dans certains cas, un dispositif d'assurance récolte pouvait inciter les agriculteurs à moins diversifier, l'assurance financière se substituant à l'assurance liée à la diversification.

Dans le cadre du PSN, l'État français a prévu un nouveau régime universel d'indemnisation des pertes de récoltes résultant d'aléas climatiques qui sera opérationnel en 2023, et qui devrait permettre de mieux couvrir ce type de risques que le dispositif actuel.²⁹ Les primes d'assurance seront subventionnées à 65% par la PAC, ce qui devrait aussi inciter plus d'agriculteurs à se couvrir. Reste donc à voir quelles éventuelles conséquences aura ce nouveau dispositif sur la stratégie de diversification des agriculteurs, puisque d'une certaine manière la fonction de couverture des risques qu'elle permet de remplir pourra être remplie (en partie) par cette nouvelle assurance.

Pour conclure cette section 6.2.2, plusieurs éléments méritent d'être mentionnés sur les principaux freins au niveau de l'exploitation agricole. Par souci de clarté, ils ont été organisés et présentés selon les six thématiques précédentes. Cependant, plusieurs articles font référence à plusieurs types de verrous et leviers. De plus, les deux modalités de diversification par les rotations et assolements les plus considérées dans la littérature sont l'allongement de la rotation par l'introduction d'une nouvelle culture et la mise en place de couverts d'interculture. Enfin, dans la plupart des articles, l'objectif de gestion des bioagresseurs n'apparaît pas comme un objectif unique. La septième section analyse dans quelle mesure la future PAC, par ses financements aux exploitations agricoles, pourrait lever ces freins et encourager la diversification.

6.2.2.2. Au niveau de la filière amont : approvisionnement en semences

Peu d'articles ont été identifiés sur les freins à la diversification au niveau de la filière amont et la fourniture d'intrants. Le principal frein cité en grandes cultures concerne le **manque de variétés performantes pour les espèces de diversification** et secondairement **l'insuffisante disponibilité en semences** pour certaines espèces de niche ou couverts d'interculture.

Meynard *et al.* (2018) soulignent que les 11 cultures mineures qu'ils ont étudiées font l'objet d'un investissement insuffisant des sélectionneurs sur ces espèces, d'où un faible progrès génétique qui pénalise les performances agronomiques de ces cultures : **les variétés existantes ont des rendements insuffisants ou trop variables d'une année à l'autre**, présentent des **sensibilités à certains bioagresseurs importants** (ex: l'ascochytose du pois chiche), à la verse, ou encore ont des taux de levée insuffisants. En ce qui concerne le progrès génétique, Magrini *et al.* (2016) indiquent que sur une période de 4 ans entre 2009 et 2012, aucune variété de pois chiche et de chanvre n'a été enregistrée par le GEVES en France, et une seule variété de lupin et de moutarde, 6 variétés de fèves, alors que sur la même période, 139 variétés de blé et 360 de maïs ont été enregistrées. Cela est lié à la taille du marché : comme indiqué dans le Chapitre 2, les innovations génétiques sur les marchés de petite taille sont faibles, car peu rentables pour les sociétés semencières (Charlot *et al.*, 2015).

Wieme *et al.* (2020) expriment le manque de variétés adaptées au contexte pédoclimatique d'utilisation ainsi qu'au mode d'agriculture biologique afin de limiter les variations de revenus des agriculteurs mettant en place une diversification intégrant des cultures moins fréquentes comme le quinoa.

²⁹ Les risques mineurs restent pris en charge par l'agriculteur, ceux de moyenne intensité moyenne seront mutualisés par le biais d'un contrat d'assurance récolte (MRC) dont les primes font l'objet d'une aide de l'État, et les risques dits catastrophiques seront couverts par le fonds national de gestion des risques en agriculture.

En lien avec ce faible investissement génétique, une autre difficulté tient à une mauvaise adéquation des variétés des espèces de niche aux critères de commercialisation. C'est le cas sur la pomme de terre : même si des variétés résistantes au mildiou (causé par l'agent pathogène *Phytophthora infestans*) ont été sélectionnées aux Pays-Bas, la demande pour ces variétés résistantes est encore faible car elles ne répondent pas aux critères du marché (Pacilly *et al.*, 2016), et ce d'autant que dans le secteur de l'agriculture conventionnelle, l'application de fongicides de synthèse permet encore un contrôle efficace à bas prix. C'est également le cas sur les cultures de niches multi-débouchés comme le chanvre pour un usage des fibres et des graines : ce double débouché n'augmente pas forcément l'investissement dans la sélection génétique car les différents débouchés ne requièrent pas les mêmes critères de sélection (Meynard *et al.*, 2018).

Parmi les 12 freins expliquant la faible adoption par les céréaliculteurs Belges des variétés de blé multi-résistantes, variétés qui sont pourtant à même de réduire l'usage des pesticides, Vanloqueren et Barret (2008) montrent qu'une partie est liée aux stratégies des coopératives, qui à la fois fournissent des intrants et commercialisent les produits récoltés. Or dans les coopératives enquêtées, le département « produits phytosanitaires » a un poids économique supérieur à celui du département « semences », ce qui conduit les conseillers à sous-conseiller les variétés résistantes aux bioagresseurs et moins consommatrices de pesticides. Un autre frein est le fait que les sociétés semencières mettent plus la priorité sur les hauts rendements que sur la recherche de résistances aux bioagresseurs.

Dans le cas des couverts d'interculture, qui ne sont donc pas sources de revenus financiers immédiats, le coût de la semence est susceptible de freiner leur développement, comme l'a montré l'étude de Dunn *et al.* (2016) auprès d'un large échantillon d'agriculteurs aux Etats-Unis.

En conclusion, le frein principal est le manque d'investissement en sélection génétique pour les espèces de diversification et/ou leur insuffisante adéquation aux critères de commercialisation de l'aval de la filière.

6.2.2.3. Au niveau de la filière aval

La filière aval comporte plusieurs composantes : la collecte et le stockage des récoltes, la transformation et la commercialisation des produits agricoles. Comme le Chapitre 2 l'a montré, les acteurs avals des filières se sont essentiellement organisés pour faire des économies d'échelle, ce qui a conduit à la spécialisation des rotations dans les exploitations. C'est le cas des coopératives agricoles qui regroupent l'offre en produits des agriculteurs, et les commercialisent.

Plusieurs freins et leviers sont mentionnés par Meynard *et al.* (2018) : (i) les choix d'équipement et de stockage et leur localisation ; (ii) les coûts de transaction lors de la transformation ; (iii) l'existence de débouchés suffisants et à des prix intéressants. La littérature est donc analysée au regard de ces 3 catégories.

Choix d'équipement et de stockage et leur localisation

Au démarrage, le développement des cultures de niche se fait nécessairement de façon morcelée sur un territoire (peu d'agriculteurs concernés), d'où des **coûts de transports et de collecte vers les silos plus importants que pour les cultures majeures**. Pour compenser ces coûts de logistique accrus, certaines coopératives encouragent les agriculteurs à apporter leurs récoltes à un silo dédié même s'il est relativement distant du site de récolte, grâce à des prix premium. Un autre levier, collectif entre agriculteurs d'un même territoire, est de développer ensemble cette nouvelle culture ce qui permet d'augmenter les volumes (Leclère, 2019, sur l'introduction de la culture de cameline pour approvisionner une bioraffinerie oléagineuse). **Les choix d'équipement de stockage impactent également les possibilités de diversification**. Les entreprises ont investi dans des silos de gros volumes, qui ne seraient que partiellement remplis par des cultures de niche. Pour rentabiliser ces équipements, les organismes de collecte et de stockage ont tendance à mettre en vente plus rapidement les cultures de niche que les cultures majoritaires, au risque que cela se fasse à des prix plus bas. Par ailleurs, le manque de valorisation commerciale est aussi dû au fait que **des qualités variables de la même espèce sont mélangées dans le même silo, ce qui réduit la qualité globale et donc les prix d'achat**. Tous ces éléments de logistique contribuent à la faible rentabilité de la culture de niche pour les agriculteurs.

Coûts de transaction lors de la transformation

Les coûts de transaction sont plus élevés pour les cultures de niche du fait des volumes restreints. Meynard *et al.* (2018) prennent l'exemple des produits agricoles utilisés pour l'industrie de l'alimentation animale (les problématiques liées à l'autoconsommation sur la ferme par le bétail seront étudiées dans l'Encadré 6-2). En effet, pour l'industrie de l'alimentation animale, tous les produits agricoles ayant les mêmes caractéristiques alimentaires (énergie, teneur en protéines) sont jugés équivalents, et les industriels donnent la priorité aux cultures les moins chères, accessibles sur les marchés internationaux, et aux opérateurs avec lesquels ils travaillent en routine et qui sont capables de leur garantir une régularité d'approvisionnement (Charrier *et al.*, 2013). Cela constitue un frein important au développement de légumineuses en France, car elles occupent des surfaces limitées, et donc sont produites avec des volumes encore trop faibles.

L'existence de débouchés suffisants et à des prix intéressants.

Suivant les études, cela peut être un frein ou un levier important. D'une part, il y a actuellement un décalage dans la définition de la qualité entre les produits issus des cultures de niche et les standards des espèces dominantes (Meynard *et al.*, 2018). On manque aussi aujourd'hui d'information (qualité nutritionnelle, impacts environnementaux, rentabilité, etc.) sur des cultures qui sont peu produites car limitées à certaines petites régions ou communautés. Ces cultures pourraient pourtant être introduites dans les rotations et avoir des impacts positifs sur la biodiversité. Ce manque de données est un frein au développement de ces cultures car cela crée de l'incertitude pour les industries qui seraient susceptibles de les commercialiser. Cela contraint également les recherches qui pourraient être menées sur leurs bénéfices potentiels. Nizar *et al.* (2021) ont développé une base de données regroupant une grande variété d'informations à l'échelle mondiale sur ces cultures (conditions pédoclimatiques de production, rendements potentiels et rentabilité économique selon la localisation, etc.), base de données qui pourrait être utilisée par les chercheurs, décideurs publics ou acteurs de la filière pour évaluer leurs bénéfices économiques et environnementaux. Stetkiewicz *et al.* (2018) réalisent des interviews auprès d'un petit échantillon d'exploitants agricoles (43) et de conseillers (36). L'objectif est d'analyser les perceptions et pratiques pour deux leviers de protection intégrée, l'adoption de variétés résistantes et la rotation des cultures, afin de gérer trois maladies fongiques de l'orge de printemps. Les auteurs montrent que les conseillers recommandent les rotations principalement pour la gestion des maladies, sauf lorsqu'il existe des contrats aval pour la culture principale. Les débouchés et le niveau de valorisation économique ont un impact sur la mise en place d'un contrôle effectif des bioagresseurs. Pacilly *et al.* (2016) analysent la gestion du mildiou de la pomme de terre aux Pays-Bas. Les pertes financières liées à une infection dans un champ de pommes de terre diffèrent selon le type de production de pommes de terre, ce qui entraîne des différences dans la gestion du mildiou. Ainsi, aux Pays-Bas, les pommes de terre destinées à la semence doivent être certifiées et déclarées exemptes de maladie par une autorité ad hoc. La gestion du champignon au champ est donc beaucoup plus centrale pour le producteur que pour les pommes de terre féculé qui, elles, seront transformées dans une usine.

D'autre part, le manque de compétitivité des cultures de niche par rapport aux cultures standards freine leur introduction dans les rotations de grandes cultures. C'est le cas pour les légumineuses par rapport aux cultures standards (ex : blé) (Magrini *et al.*, 2016), avec un effet direct sur les agriculteurs, mais aussi un effet indirect car la plupart des coopératives agricoles françaises considèrent que la valeur marchande des légumineuses est trop faible pour être incluse dans leur stratégie commerciale, sauf pour quelques niches telles que les pois ou les lupins destinés à l'exportation. La coopérative Qualisol fait cependant exception. Pour De Roest *et al.* (2018), il faut que l'exploitation ait accès à des marchés pour l'ensemble de ses produits et qu'elle soit compétitive tant en termes de qualité que de prix.

Le développement de nouveaux débouchés, à l'échelle de l'agriculteur individuel ou du territoire est un levier important. Selon Casagrande *et al.* (2017), pour résoudre les difficultés d'accès à de nouveaux débouchés, en particulier pour les nouvelles cultures de niche qui ne sont pas collectées par les coopératives (par ex. lentille, lin ou épeautre), certains agriculteurs s'organisent pour **transformer ces nouvelles productions sur la ferme** (par exemple, farine, pain, pâtes, huile, pop-corn), ce qui permet aussi d'augmenter le profit. Cependant, cela accroît encore la charge de travail sur l'exploitation. Pour les espèces nécessitant une transformation plus complexe, **c'est l'existence d'un projet industriel sur le territoire qui peut jouer un rôle de levier** : Leclère (2019) étudie les possibilités d'introduction de la culture de cameline dans les systèmes de culture céréalière, dans l'objectif d'approvisionner une bioraffinerie oléagineuse dans le département de l'Oise. Bien que l'objectif

premier ne soit pas le contrôle des bioagresseurs, la cameline permet un allongement et une diversification des rotations céréalières et participe, à long terme, à maîtriser les adventices à l'échelle de la rotation. Deux facteurs ont joué favorablement dans le lancement de la réflexion des agriculteurs et des chercheurs autour de l'introduction de cette culture de diversification : d'une part **l'existence d'un partenaire industriel potentiel motivé pour créer cette bioraffinerie**, d'autre part un **potentiel de collaboration important entre les agriculteurs au sein d'un même groupe de développement**.

Une étude dans notre corpus met en évidence le **rôle des coopératives dans la diversification, notamment sur les variétés** (Di Falco *et al.*, 2008). La diversité est mesurée par un indice de diversité spatiale (indice de Simpson) qui vaut 0 si la surface considérée ne contient qu'une variété et tend vers 1 à mesure qu'un grand nombre de variétés est cultivé sur cette surface. L'hypothèse est qu'une institution comme une coopérative peut jouer un rôle dans la fourniture de la diversité génétique à travers ses activités de production, de transformation et de commercialisation. Le mécanisme est celui-ci : les coopératives jouent le rôle d'intermédiaires entre une demande des consommateurs (liée à la diversité génétique : produits locaux panifiés issus du blé dur) et l'offre, en fournissant aux agriculteurs de l'information peu coûteuse sur le marché et en augmentant leur pouvoir de marché. Les auteurs utilisent une base de données sur des cultures de différentes variétés de blé dur dans 8 régions du sud de l'Italie sur une période de 14 ans (1980-1993). Leurs résultats indiquent que **la densité régionale de coopératives augmente significativement l'indice de diversité variétale dans la région**, et que **l'indice de diversité variétale augmente significativement les rendements de blé**. Cette étude montre le rôle que peuvent jouer les coopératives. Si en plus, la diversité génétique augmente les rendements (comme montré dans l'étude), la coopérative devient un moyen d'internaliser des caractéristiques non marchandes de la diversité végétale (environnement par exemple).

Pour Mawois *et al.* (2019), l'introduction de légumineuses (ex: luzerne) en tête de rotation avec les cultures arables classiques est principalement déclenchée par des facteurs externes comme le **contexte économique et réglementaire** (prix des cultures et subventions européennes). Tant que les subventions rendent la culture de légumineuse plus attractive que les cultures classiques, l'agriculteur maintient la culture en raisonnant principalement à l'échelle annuelle. Mais compte tenu des marges brutes faibles et des risques élevés sur les rendements, le maintien de légumineuses est très vite compromis par un changement de contexte. Mais pour parvenir à une introduction plus large et plus durable des légumineuses dans les exploitations, d'autres leviers sont nécessaires : recherche d'autosuffisance pour l'alimentation du bétail et d'amélioration de la santé du troupeau, création de débouchés stables. Ces travaux font écho à ceux de Bane *et al.* (2021) qui montrent que les choix de rotations de cultures et l'introduction de nouvelles espèces sont multifactoriels : atteindre une meilleure stabilité financière, améliorer la santé des sols, mais aussi s'adapter au changement climatique.

Enfin, plusieurs travaux mentionnent de manière générale et brève le rôle que peut jouer le consommateur (par ex, Singh *et al.*, 2014 ; Swanton *et al.*, 2008). Pour Singh *et al.* (2014), il y a un manque de communication sur les pratiques durables mises en place par les agriculteurs, à destination des consommateurs. La fourniture d'informations sur la durabilité des pratiques agricoles est importante pour gagner la confiance des consommateurs et les inciter à l'achat de ces produits qui en résultent. Les grandes et moyennes surfaces (GMS) sont des acteurs puissants économiquement et proches des consommateurs, qui peuvent donc influencer leur comportement d'achat. Swanton *et al.* (2008) mentionnent l'intérêt des certifications produits ISO14020 concernant l'étiquetage environnemental. Comme indiqué au Chapitre 2, le levier des consommateurs nécessite de mettre en regard les modes de diversification et les motivations des consommateurs (hédoniques, sanitaires, nutritionnelles, environnementales et sociales) à travers les attributs des aliments. La diversification par les assolements et rotations renvoie aux motivations génériques identifiées dans le Chapitre 2. La particularité de ce mode de diversification est peut-être la création ou le renforcement de débouchés pour des cultures valorisées par le consommateur dans son régime alimentaire. La demande des consommateurs pour des légumineuses est par exemple analysée dans Schneider et Huyghe (2015). Mais, les contraintes de temps liées à la préparation des légumineuses et à leur disponibilité seulement dans certains circuits de distribution peuvent constituer un frein à l'augmentation de la demande pour ces cultures.

Conclusion : (i) la plupart des freins identifiés par Meynard *et al.* (2018) s'appliquent à la diversification avec la finalité de gestion des bioagresseurs; (ii) les leviers identifiés dans le corpus sont le rôle des coopératives (incitations financières, transformation à la ferme) et de la coordination entre agriculteurs, (iii) le rôle des consommateurs en lien avec les rotations/assolements n'est pas spécifique aux rotations/assolements dans l'objectif de régulation des bioagresseurs (voir Chapitre 2) si ce n'est pour la demande de produits issus des cultures nouvelles (légumineuses par exemple).

6.2.2.4. Les leviers permis par la coordination des acteurs dans la filière

Dans les sous-sections précédentes, des leviers favorables au déploiement des rotations et assolements diversifiés ont été identifiés à la même échelle d'organisation que celle des freins. Par exemple, le manque de connaissances des agriculteurs pour piloter les cultures de niche peut être levé par un dispositif d'expérimentation au champ qui permet l'apprentissage de l'agriculteur sur sa ferme ou par le développement d'échange de connaissances entre pairs. C'est donc la même catégorie d'acteur qui est concernée par la difficulté et qui trouve elle-même la solution à cette difficulté. Mais ces leviers à la même échelle entraînent parfois des conséquences économiques, organisationnelles, sociales ou techniques trop élevées, et c'est le développement de coordinations entre différents acteurs de la filière qui peut alors favoriser le déploiement de la diversification. Ces coordinations se développent généralement à une échelle locale, sur un territoire qui est à la fois le lieu de production, de transformation, et de commercialisation des produits agricoles. **Nous décrivons ci-dessous 5 exemples, avant de conclure sur quelques enseignements phares.**

La sélection d'espèces mineures en France : La sélection de nouvelles variétés peut être prise en charge par des coopératives agricoles, qui cherchent à accompagner la diversification de leurs producteurs en limitant les risques agronomiques grâce à ces nouvelles variétés, ou par un consortium public/privé (Meynard *et al.*, 2018). Le cas de la moutarde est emblématique : la sélection s'est récemment développée en France grâce à un partenariat entre recherche publique et fabricants de moutarde condiment, et a été également facilitée par l'intérêt croissant pour les couverts d'interculture de moutarde en grandes cultures, ce qui pourrait permettre de rentabiliser les investissements en sélection génétique par rapport à un marché "moutarde-condiment" relativement limité.

L'initiative « Barilla Sustainable Farming » en Italie : pour favoriser l'adoption de pratiques agricoles durables au niveau des filières agricoles, et de rotations plus diversifiées (Pancino *et al.*, 2019). L'entreprise italienne Barilla se fournit directement auprès des agriculteurs pour le blé dur. Mais des accords multilatéraux ont été établis entre cette structure et trois coopératives, qui visent à inciter les agriculteurs adhérents à mettre en œuvre des rotations sur la tomate, le blé dur et différents oléagineux (tournesol, maïs, sorgho) afin d'améliorer la fertilité des sols et de réduire les utilisations d'intrants. Il existe donc d'une part un accord entre les industriels (Barilla et les trois coopératives) et d'autre part des contrats avec les agriculteurs pour fixer les prix et quantités produites, le nombre d'années ainsi que les surfaces et la localisation des parcelles sur lesquelles ils mettent en œuvre les rotations en question. Ce type d'accord permet de stabiliser les prix et le marché. Cela permet également aux agriculteurs de s'assurer des débouchés pour toutes les cultures qu'ils produisent, et en mettant en œuvre les rotations plus diversifiées, de satisfaire les conditions de diversification des cultures et ainsi de percevoir les aides directes de la PAC correspondantes. Pour les industriels, cela permet d'augmenter les standards de qualité et de durabilité de leur produit pour répondre à la demande des consommateurs. Même si ce dispositif de contractualisation est globalement efficace, les auteurs notent quelques freins à la mise en place de ces accords : les différents industriels concernés sont en partie concurrents ce qui peut freiner leur collaboration autour du projet de Barilla ; les conditions de productions varient selon la localisation des exploitations notamment : il n'est donc pas possible d'avoir un seul contrat standard qui soit le même pour tous les agriculteurs.

La filière lin oléagineux Française : Pour développer cette filière, les différents acteurs ont établi des contrats de production pluriannuels qui spécifient les qualités attendues et partagent beaucoup les informations entre eux et avec les structures de recherche et développement (Meynard *et al.*, 2018). Pour garantir un approvisionnement régulier de leurs usines, les industriels passent des contrats avec les entreprises de collecte (coopératives ou courtiers) et des agriculteurs pour les inciter à intégrer ces cultures mineures dans leurs rotations et ainsi s'assurer de la fourniture de matière première. Ils s'engagent sur des prix d'achat des récoltes indexés sur les cultures dominantes de la rotation, et fournissent un appui technique aux agriculteurs. Cela encourage les agriculteurs à investir dans l'achat de machines spécifiques, qui est un des freins identifiés précédemment (Cf. 6.2.2.1). Au contraire dans le cas de la filière pois protéagineux, et plus généralement dans les cultures destinées à la fabrication d'aliment du bétail, les auteurs constatent une faible coordination entre acteurs de la production et de l'aval, et des transactions réalisées principalement à court terme sur des marchés spot très concurrentiels, ce qui freine le développement des espèces fourragères de niche.

La filière soja en France (Labalette *et al.*, 2010) : Une filière démarrée en 1980, dont les surfaces sont très liées aux aides de la PAC et qui n'ont cessé de décroître entre 2002 et 2008. Cette diminution peut s'expliquer par des rendements qui stagnent à cause de 2 freins principaux : la gestion du désherbage (50% des producteurs estiment leurs parcelles de soja mal désherbées) et l'irrigation sous-optimale de la culture de soja. Ces éléments sont à associer à une évolution variétale lente (1 seule variété inscrite en 2010 contre 15 en tournesol par

exemple), plus centrée sur la quantité de protéine que sur l'amélioration globale de l'espèce. Ce faible développement peut s'expliquer par une forte utilisation de semence de ferme limitant les dépenses des agriculteurs mais aussi celles pour la recherche sur l'amélioration variétale. Il faut dire que le soja est introduit dans les rotations pour des motivations économiques souvent à la place d'un maïs. En effet, le soja est peu exigeant en fertilisation et couverture sanitaire, permet de réduire les apports en engrais azoté sur la culture suivante, consomme moins d'eau et à une période différente de celle du maïs, et enfin, réduit la pression des maladies sur les autres cultures. Mais sa rentabilité était en berne entre 2000 et 2006 : réforme des aides PAC et marge brute en augmentation sur les autres cultures et notamment le maïs. A partir de 2006, la forte variabilité des prix des semences, de l'énergie et des cultures ont restauré une dynamique positive au soja. Enfin le soja est plutôt bien adapté aux gestions mécaniques des adventices et se retrouve assez souvent dans les systèmes bio (12% du soja est en AB en 2010). 46% du soja est mis en place sur contractualisation avec traçage pour l'alimentation humaine et depuis 2008 l'alimentation humaine devance le débouché alimentation animale.

Le développement des légumineuses en France : Des initiatives collectives ont été développées sur deux débouchés distincts, pour l'alimentation humaine et animale. Concernant l'alimentation humaine, Magrini *et al.* (2016) considèrent que les institutions peuvent jouer un rôle prépondérant dans la promotion de régimes alimentaires avec une part accrue des légumineuses dans la ration protéique. Cela suppose non seulement d'expliquer clairement aux consommateurs les bénéfices sur la santé, mais aussi de les accompagner pour apprendre la façon de les cuisiner et de les consommer. Des innovations dans les préparations culinaires sont également des éléments nécessaires. La coopérative agricole Qualisol localisée dans le Sud-Ouest de la France a par exemple développé une nouvelle chaîne de valeur pour que les lentilles soient mieux rémunérées aux agriculteurs. Elle a ainsi créé sa propre marque et conçu des emballages pour vendre directement les lentilles aux consommateurs sur les circuits longs. Pour le débouché en alimentation animale, Mawois *et al.* (2019) montrent comment la création d'une usine de déshydratation de luzerne sur le territoire de production a constitué un levier favorable car cela a non seulement permis le stockage de longue durée de la luzerne, mais aussi permis de lever des freins sur les exploitations : la charge de travail sur l'exploitation est réduite puisque les travaux post-récolte sont réalisés par l'usine ; la luzerne devient aussi une source de revenus supplémentaires pour les agriculteurs grâce à la vente des excédents de luzerne sous forme déshydratée.

Quelques enseignements généraux : A partir d'analyses de terrain, la littérature identifie plusieurs enseignements génériques sur les conditions à remplir pour diversifier les rotations et assolements. Meynard *et al.* (2018) identifient trois conditions : (i) l'adaptation des normes et des signes officiels de qualité, pour mettre en visibilité les produits issus des cultures mineures auprès du consommateur final ; (ii) une bonne coordination entre les acteurs de la filière de l'amont à l'aval, pour assurer un partage équitable de la valeur ajoutée ; (iii) la combinaison d'innovations génétiques (nouvelles variétés plus performantes), agronomiques (modes de cultures), technologiques (transformation des récoltes en produits performants, qu'ils s'agisse d'alimentation humaine ou animale ou pour un usage industriel), organisationnelles (contrats de production et coordinations entre acteurs), économiques (développement de signes de qualité, comme les produits animaux de haute qualité nutritionnelle riches en acides gras oméga-3). Magrini *et al.* (2016) insistent sur le rôle clé des institutions agricoles (recherche, conseil pour fournir des références techniques pour les agriculteurs, formation initiale des jeunes agriculteurs). Mawois *et al.* (2019) présentent des conditions plus spécifiques à l'échelle d'organisation de l'exploitation agricole : (i) la stabilité des débouchés (consommation à la ferme ou opportunités de marché), (ii) l'existence de connaissances techniques et de références locales (ex: sur l'effet de précédent cultural des légumineuses), et (iii) l'implication de l'agriculteur dans des réseaux de pairs. Magrini *et al.* (2016) insistent sur le nécessaire accroissement des subventions publiques européennes ou nationales pour les espèces de diversification. Selon Meynard *et al.* (2018), les propositions pour l'action publique peuvent être organisées selon deux grandes cibles, pour le régime sociotechnique dominant, il s'agirait d'utiliser des subventions et règlements de la PAC, de promouvoir des filières de diversification dans la restauration collective des établissements publics. Pour soutenir le développement de niches d'innovation autour de filières de diversification, il s'agirait de développer des signes de qualité avec une communication à destination du consommateur.

C'est cette combinaison pensée et optimisée d'un ensemble de leviers que l'on résume sous le concept d'innovation couplée (Meynard *et al.*, 2017). Ainsi, la conception d'innovations couplées vise à rendre l'ensemble du processus de production et de valorisation des espèces de diversification plus performant, afin de compenser les surcoûts liés à l'introduction de ces cultures, grâce à une bonne coordination de l'ensemble des acteurs de la filière. La conception d'innovations couplées, qui sont donc multi-acteurs et à cheval sur plusieurs niveaux d'organisation, suppose des outils d'animation et de mise en partage de connaissances spécifiques, pour aider chaque catégorie d'acteur à comprendre les stratégies des autres acteurs et à évoluer

pour la gestion d'un bien commun. Dans cette perspective, les jeux sérieux sont particulièrement prometteurs : SoilH&Co sur la santé des sols (Boulestreau, 2021) ; Dessinez le Verger de demain (Favery *et al.*, 2020) ; combinaison de modèles mécanistes et à base de connaissances pour gérer des associations céréales légumineuses (Meunier *et al.*, 2022). L'utilisation de modèles permettant de simuler un grand nombre de systèmes de culture plus ou moins diversifiés et leurs effets sur le contrôle des bioagresseurs est également un atout pour évaluer les combinaisons techniques plus rapidement que par expérimentation (Cf le modèle FLORSYS et le module d'aide à la décision associé DECI-FLORSYS pour évaluer les effets d'une gamme de systèmes de culture sur le contrôle des adventices, Colbach *et al.*, 2021). L'association entre modèles et ateliers multi-acteurs permet d'identifier de nouvelles stratégies et d'évaluer leur performance.

6.2.3. Quels freins et quels leviers à la diversification des rotations dans les exploitations légumières avec l'objectif de réguler les bioagresseurs ?

*Préambule : Cette section s'appuie fortement sur l'analyse conduite dans la thèse de Y. Boulestreau (2021) et sur un petit corpus d'articles traitant des conditions de déploiement de la diversification des rotations et assolements en production légumière. Boulestreau et al. (2021) ont analysé les freins à l'adoption de pratiques agroécologiques en maraîchage, dont la diversification des rotations, pour gérer de façon agroécologique les nématodes à galles (*Meloidogyne spp.*). Il s'agit en effet d'un ravageur très problématique des cultures maraîchères en région méditerranéenne. S'inspirant de l'étude de Meynard et al. (2018), les freins et leviers sont décrits à 3 échelles d'organisation interconnectées : la parcelle (lieu d'application des pratiques), la ferme (où se déterminent et se partagent les ressources : main d'œuvre, matériel, connaissances), et le système agri-alimentaire (interactions entre les agriculteurs, leurs fournisseurs d'intrants, les acteurs de la collecte et de la commercialisation des légumes), le tout étant en interaction avec le paysage sociotechnique (marché, réglementations, etc.). Dans la suite de cette partie, l'absence de référence renvoie à cette étude, les autres références étant indiquées explicitement.*

Le maraîchage présente **deux distinctions essentielles par rapport aux grandes cultures** pour comprendre les conditions de déploiement de la diversification : (i) c'est un système de production très intensif où les périodes de jachères et d'interculture ont été très raccourcies voire supprimées dans la période d'intensification de l'agriculture, pour permettre l'enchaînement de 2 à 4 cycles de culture par an et ainsi augmenter le chiffre d'affaire ; (ii) les légumes produits étant généralement peu stockables, le positionnement des cycles de culture est fortement conditionné par la demande commerciale.

6.2.3.1. Freins et leviers à l'échelle de la parcelle

Le frein principal observé pour l'introduction de nouvelles cultures légumières sur une parcelle est la concurrence pour l'allocation des cultures, qu'il s'agisse de différentes cultures commerciales ou d'introduction de cultures de service. Cette concurrence s'exprime dans le temps (entre les différents cycles culturaux à l'échelle d'une année climatique) et dans l'espace (entre parcelles de la SAU, sachant qu'elles ont des potentialités agronomiques différentes suivant les types de sol, les risques de gel, la présence ou absence d'abri plastique ou serre en verre, le type d'abri). L'introduction d'espèces commerciales mauvaises hôtes ou résistantes à certains ravageurs, sous réserve de surface disponible comme indiqué au-dessus, pose des problèmes essentiellement à l'échelle de l'exploitation et de la filière, qui seront explicités dans les sections suivantes (cf. 6.2.3.2 à 6.2.3.4).

L'introduction de plantes de service dans les rotations pose des problèmes spécifiques à l'échelle de la parcelle, liés aux mécanismes d'action sur les bioagresseurs. Vestergard (2019), dans une revue bibliographique sur l'utilisation de plantes pièges contre les nématodes à galles, distingue deux situations, suivant qu'on utilise comme plantes pièges des espèces sensibles à ces ravageurs (qui attirent les nématodes à galles dans leurs racines et peuvent les multiplier) ou des espèces pièges définitives (qui attirent les nématodes et les bloquent définitivement dans les racines). Des cultures des deux catégories ont été identifiées (Djian-Caporalino *et al.*, 2009) et doivent être positionnées à des périodes bien définies pour être efficaces. En effet, pour activer le mécanisme de plante-piège, il faut positionner la culture de service à une période où les larves de nématodes sont mobiles pour pouvoir pénétrer les racines (stade L2), donc pas en plein hiver. Dans le cas des plantes pièges sensibles, susceptibles de reproduire les nématodes à galles (ex : sorgho), il faut, en plus, impérativement

détruire la culture de service avant la reproduction des femelles. Cette culture doit donc être positionnée en été et arrêtée au bout de 3 semaines maximum, avant le bouclage du cycle des nématodes. La difficulté d'utilisation de cette technique vient donc de la nécessité de coordonner les deux mécanismes. Un autre exemple de frein concerne l'utilisation de plantes de service produisant des substances biocides (ex : moutarde). Pour réduire les populations de bioagresseurs, il faut (i) positionner la culture de service à la période où la production de biomasse végétale est importante (printemps, été, début d'automne) ; (ii) broyer et enfouir la culture pour permettre la décomposition de la matière organique et la production des substances biocides avant d'implanter toute nouvelle culture commerciale. La stratégie d'utilisation de plantes de service suppose donc que l'agriculteur planifie très précisément l'implantation et la destruction de la culture en s'appuyant sur des connaissances fines sur le cycle de développement des nématodes et sa longueur, et sur le cycle de culture de la plante de service. Il faut donc jongler entre différentes espèces utilisables comme cultures de service, suivant les périodes de l'année et les bioagresseurs à contrôler (Jokela et Nair, 2016). De plus, ces éléments jouent sur la planification des rotations de cultures de rente : il faut souvent substituer des cultures d'été longues (tomate, poivron) par des cultures plus courtes (melon, courgette) pour introduire ces cultures de service (Navarrete *et al.*, 2016). De façon analogue, ces difficultés de positionnement des couverts d'interculture se retrouvent dans l'étude de Jokela et Nair (2016), sur les techniques d'agriculture de conservation en production légumières aux Etats-Unis (intégration d'une culture de seigle avant plantation de brocoli).

6.2.3.2. Freins et leviers au niveau de l'exploitation agricole

Une fois traitée la question des calendriers de culture (cf supra), les principaux freins à la diversification en production légumière recensés à l'échelle de l'exploitation agricole concernent les ressources (matérielles et humaines) et la rentabilité.

Les agriculteurs enquêtés par Boulestreau *et al.* (2021) indiquent que l'introduction de nouvelles cultures de rente dans une visée de contrôle des bioagresseurs suppose de **nouveaux équipements agricoles**, notamment pour la récolte. Par exemple l'oignon botte et la ciboule, qui sont des plantes mauvaises hôtes des nématodes à galles et biocides (Djian-Caporalino *et al.*, 2009), nécessitent l'achat d'une botteuse spécifique, dont l'amortissement sera difficile à obtenir compte tenu des faibles surfaces cultivées.

Le **manque de connaissances** pour conduire ces nouvelles cultures et optimiser leur agencement dans le temps et l'espace est également repéré comme un frein, de même que la **charge mentale** liée à une complexification des rotations. En effet, il s'agit de combiner de multiples objectifs : destruction des bioagresseurs aux périodes où ils sont actifs, adéquation de la culture aux potentialités agronomiques des parcelles, disponibilité de la main d'œuvre et des équipements, adéquation aux attentes des opérateurs commerciaux. C'est pour réduire cette charge mentale que nombre de maraîchers engagés dans la diversification des rotations, après une forte diversification (avec parfois plus de 50 espèces cultivées sur la ferme), réduisent le nombre d'espèces (autour d'une vingtaine) au bout de quelques années (Navarrete *et al.*, 2014).

La diversification des rotations peut être vue comme une façon de répartir les **risques économiques** (Paut *et al.*, 2019) et donc constituer un élément favorable. Inversement, le marché des légumes, concurrentiel et très sensible à la qualité visuelle, constitue un frein lors de l'introduction de nouvelles cultures sur l'exploitation : en effet, dans la phase d'apprentissage par l'agriculteur de la conduite technique de ces cultures, des erreurs techniques peuvent entraîner des baisses de rendement mais aussi de qualité visuelle, qui ne correspondent pas aux standards de commercialisation. Cette balance entre bénéfices et risques économiques est peu quantifiée dans la littérature et très liée à l'aversion au risque de chaque agriculteur.

Les études de **profitabilité** de l'introduction de nouvelles cultures dans des rotations légumières sont très limitées, généralement associées à une expérimentation agronomique au cours de laquelle les coûts de production sont estimés en marge de la mesure des performances agronomiques. Leur portée est donc limitée, car très liée au contexte économique et technique de l'expérimentation. Ainsi, Michuda *et al.* (2018) analysent la profitabilité de rotations en AB de cultures incluant la fraise, culture très sensible à la verticilliose (causée par *Verticillium dahliae*). Bien que l'alternance avec des cultures non hôtes comme les brocolis soit un levier efficace, les agriculteurs Californiens préfèrent remplacer ces espèces par des espèces plus rentables (la salade, qui est hôte de ce champignon). Les auteurs comparent la rentabilité de rotations intégrant du brocoli (espèce non hôte du *Verticillium*) et de la laitue. Dans les conditions de l'expérimentation et à l'échelle de la rotation, la rentabilité élevée de la laitue (hôte, et donc source d'inoculum) a largement compensé les pertes de rendement de la fraise causés par la verticilliose, de sorte que les revenus bruts n'ont pas montré de différence entre les deux rotations.

Les agriculteurs doivent trouver un compromis entre la souvent faible rentabilité des cultures introduites pour gérer le bioagresseur (ici le brocoli contre le verticillium) et les dégâts sur les cultures de rente (ici la fraise). Or les auteurs montrent que cet équilibre varie beaucoup en fonction des prix de vente des différentes cultures. Ce compromis doit également être pensé de façon dynamique entre l'augmentation des performances économiques à court-terme avec des cultures rémunératrices vs l'augmentation des performances à long-terme par la plantation actuelle de cultures non hôtes qui permettront ultérieurement un meilleur rendement économique. Or les auteurs notent que ces compromis sont difficiles à faire compte tenu de la volatilité des prix de vente des cultures légumières.

A noter que le secteur du petit maraichage bénéficiera à partir de 2023, dans le cadre de la nouvelle PAC, d'une nouvelle aide couplée. Le PSN indique (page 436 de la version finale du PSN juillet 2022) que « *cette aide vise à renforcer la présence territoriale de ces exploitations et la diversification des petites exploitations vers la production légumière à destination d'une demande locale, souvent associée à des exigences en matière de réduction des pesticides. Les surfaces modestes de ces productions et leur dispersion dans les territoires permettent de développer la mosaïque de cultures, favorable à l'eau et à la biodiversité* ». Cette aide sera distribuée aux agriculteurs actifs, exploitant au minimum 0,5ha de légumes frais ou petits fruits rouges, et une SAU maximale de 3ha et le montant versé annuellement sera de l'ordre de 1588 €/ha éligible. Cette aide ne sera pas assortie de conditions particulières sur la conduite ou la diversification des cultures de maraichage. Cela reste donc une aide modeste (environ 4800 € maximum touchés), mais qui peut contribuer, un peu, à lever certains verrous financiers évoqués plus haut, et offrant une petite sécurité financière susceptible d'atténuer la vulnérabilité des exploitations.

6.2.3.3 Freins et leviers au niveau de la filière amont : un approvisionnement limité en semences et plants

Peu d'études identifient des freins au niveau de la filière amont. Une particularité du secteur maraîcher est que pour un grand nombre de cultures, en particulier sous abris, les maraîchers ne sèment pas eux-mêmes mais achètent des plants à un pépiniériste. Les acteurs enquêtés par Boulestreau *et al.* (2021) considèrent comme insuffisante en quantité et/ou qualité l'offre de plants des pépiniéristes pour les espèces de niche, pour certaines variétés résistantes, ou encore pour certaines associations porte-greffe/greffon. Est également soulignée la difficulté à acheter des semences de plantes de service pour des variétés ayant des propriétés bien spécifiques (ex : sorgho riche en dhurrine pour maximiser la fonction biocide).

6.2.3.4. Freins et leviers au niveau de la filière aval : valorisation commerciale des légumes

Les freins liés à la diversification des rotations portent principalement sur les stratégies des opérateurs de l'aval et sur le comportement du consommateur.

Comme dans les autres secteurs agricoles, les coopératives, grossistes et expéditeurs ont adopté un modèle économique basé sur des économies d'échelle plutôt que sur des économies de gamme (Bernard de Raymond, 2013). Or, la diversification réduit la taille des lots de légumes collectés par ces opérateurs et réduit leur pouvoir de négociation auprès des GMS, d'où le frein (perçu ou réel) d'une baisse de rentabilité économique (Boulestreau *et al.*, 2021). Une autre difficulté tient à la spécialisation des bassins de production légumiers sur quelques espèces. Par exemple, la majorité des opérateurs commerciaux en Provence ne vendent de façon performante que 3-4 espèces de légumes, ce qui freine les maraîchers à introduire des espèces de niche (Boulestreau *et al.*, 2021). Lancaster et Torres (2019) montrent un lien statistique entre la diversification des cultures et l'accès à des débouchés ; les agriculteurs ayant accès aux marchés locaux peuvent tirer parti des relations client-agriculteur pour écouler une plus grande diversité de légumes par la vente directe.

Les GMS considèrent que leurs exigences (lots homogènes, zéro-défaut visuel, prix bas, débouchés faibles pour des espèces de niche) reflètent les exigences des consommateurs. Que nous enseigne la littérature sur ce sujet ? La littérature repérée porte globalement sur la perception par les consommateurs des démarches de protection intégrée dans les systèmes horticoles, et l'intérêt de mettre en place des labels. Mais ils ne s'intéressent pas spécifiquement à la diversification des cultures. Hollingsworth *et al.* (1993) réalisent une enquête courrier auprès de 549 acteurs de la filière fruits et légumes (consommateurs, producteurs en vente directe, représentants des

industriels) dans le New-England sur la perception de la protection intégrée et l'opportunité de mettre en place un label produit « protection intégrée ». 61 % des répondants n'ont jamais entendu parler de la protection intégrée. Dans l'étude d'Anderson *et al.* (1996) auprès d'un petit échantillon de consommateurs (30) de fruits et légumes sur les marchés et à la ferme dans le Massachusetts, 81 % n'ont jamais entendu parler de la protection intégrée. Parmi les 19 % connaissant ce mode de production, 38 % étaient capables de préciser une pratique comme l'utilisation de prédateurs naturels ou d'autres méthodes de lutte biologique. Dans les deux cas, les consommateurs sont donc globalement très peu au courant des modes de production alternatifs aux pesticides.

Dans l'étude d'Hollingsworth *et al.* (1993), après avoir reçu une définition de ce mode de production (qui inclut l'utilisation d'insectes bénéfiques, de variétés résistantes, de la rotation des cultures), les répondants ont largement indiqué leur soutien à la mise en place d'un label produit : 69 % des 402 répondants qui se sont exprimés sur cette question. Parmi les réticents à ce label, 10 % des répondants craignent une confusion des consommateurs, 10 % mentionnent la nécessité de mettre en place des campagnes informationnelles avant la mise en place du label produit. Les autres raisons évoquées sont la difficulté de faire respecter les normes de la protection intégrée, l'image négative projetée sur les produits conventionnels et les coûts de mise en place du label. Anderson *et al.* (1996) testent deux modes de marketing, (i) passif (un poster indiquant la mise en œuvre de la protection intégrée sur le lieu d'achat) et (ii) actif (poster et brochures sur le lieu d'achat ; communication dans les journaux ; affichage explicite des produits sur les sachets, remerciement oral des consommateurs pour cet achat). Les deux stratégies de marketing ne sont pas significativement différentes pour ce qui est de susciter de l'intérêt pour la protection intégrée.

Cependant il faut noter que ces études sur la perception des consommateurs sont anciennes, et les consommateurs sont aujourd'hui plus sensibles aux modes de production diversifiés qui comporteraient la perspective d'un meilleur environnement ou d'une meilleure santé (*cf.* Chapitre 2).

6.2.3.5. Leviers de déverrouillage

Des études précédemment citées, il est possible d'identifier des leviers pertinents pour la diversification des rotations en maraîchage, qui concernent une gamme plus ou moins large d'acteurs du système agri-alimentaire (Tableau 6-4).

Tableau 6-4. Synthèse des leviers mobilisables pour diversifier les rotations maraîchères

	Acteurs amont	Agriculteur	Acteurs Aval	R&D
Affiner les connaissances biotechniques pour optimiser le design des rotations et assolements (e.g. synergies et antagonismes entre espèces) ; développer la formation auprès des agriculteurs, des fournisseurs d'intrants et des conseillers techniques ; favoriser les échanges de connaissances entre pairs		X		X
Faciliter l'accès aux semences de plantes de couverture, aux variétés résistantes et porte-greffes, aux équipements (semis, récolte)	X			
Favoriser la circulation de l'information entre les agriculteurs, les fournisseurs d'intrants (les semences et plants nécessaires) et les entreprises de commercialisation (par ex. les contraintes de production liées à la diversification)	X	X	X	
Renforcer la coopération entre agriculteurs (par exemple, partage d'équipement, coordination de l'offre commerciale, commande collective d'intrants de haute qualité), et entre agriculteurs et entreprise de commercialisation (équipement, calendrier des cultures, espèces cultivées, nouveaux débouchés pour les cultures mineures)		X	X	
Développer des débouchés commerciaux pour les cultures de rente ayant un effet positif sur la gestion des bioagresseurs ; combiner les circuits de commercialisation longs et courts sur l'exploitation		X	X	
Augmenter les marges de manœuvre économiques des agriculteurs pour introduire des espèces de niche coûteuses à court-terme		X		
Favoriser le changement des habitudes de consommation (diversification des espèces consommées, valorisation des variétés résistantes, information sur les modes de production)			X	

6.2.4. Synthèse et discussion des conditions de déploiement des rotations et assolements diversifiés

6.2.4.1. Résumé des principaux verrous/leviers

Cette section décrit les principaux verrous et leviers identifiés dans les systèmes de grandes cultures, maraîchage et polyculture-élevage. La section inclut les freins à la diversification des cultures ou à l'allongement des rotations identifiés par Macé *et al.* (2007) : freins économiques (réduction de la rentabilité de la nouvelle culture et débouchés), agronomiques (gestion des adventices) et logistiques (stockage de la récolte). Ici, les verrous/leviers sont organisés selon les niveaux d'organisation. Le tableau 6-5 indique une répartition de la littérature suivant les modes de diversification. Le tableau 6-6 récapitule les principaux freins et leviers identifiés dans la littérature pour le déploiement de rotations/assolements diversifiés.

Tableau 6-5. Abondance de la littérature selon les modes de diversification

Mode de diversification	Visée agronomique et processus écologiques	Abondance et nature de la littérature
Allongement <u>global</u> de la durée des rotations sur la ferme	Réduire globalement le risque de développement de bioagresseurs (telluriques et aériens) en jouant sur les équilibres écologiques	Beaucoup d'articles mais peu avec l'objectif prioritaire de gestion des équilibres pathogènes Beaucoup d'études basées sur l'expérimentation
Allongement du délai de retour <u>d'une espèce sensible</u> à un bioagresseur spécifique dans le sol	Permettre une réduction de l'inoculum dans le sol par la suppression des cultures hôtes du bioagresseur, le temps que celui-ci disparaisse	Quasiment pas d'articles identifiés
Introduction d'une espèce <u>commerciale</u> non/peu présente sur le territoire = « culture de niche » dans un but de contrôle d'un bioagresseur	Introduire une espèce non hôte des bioagresseurs présents et avec un potentiel commercial intéressant	Plusieurs synthèses bibliographiques récentes, notamment sur les légumineuses
Introduction d'une espèce <u>non-commerciale</u> dans un but de contrôle d'un bioagresseur (« plante de service biocide »)	Détruire le(s) bioagresseur(s), soit en cours de culture (effet allélopathique), soit après sa décomposition dans le sol (effet biofumigant)	Beaucoup d'articles, plutôt des expérimentations agronomiques avec calcul des coûts de production

Tableau 6-6. Principaux freins et leviers identifiés dans la littérature pour le déploiement de rotations/assolements diversifiés

En noir en grandes cultures, en vert ceux spécifiques à la production légumière

Type de frein / levier Type de diversification	Filière Amont : approvisionnement en semences	Production agricole						Filière aval
		caractéristiques agronomiques et pédoclimatiques des parcelles	équipements	connaissances et accompagnement des agriculteurs	organisation du travail sur l'exploitation	rentabilité des exploitations	risques et préférences des agriculteurs pour le risque	
Allongement global de la durée des rotations sur la ferme par introduction de nouvelles espèces	<ul style="list-style-type: none"> - Investissement en sélection génétique - Adéquation des variétés aux critères de commercialisation de l'aval de la filière - Offre de plants pour les espèces de niche (variétés résistantes, combinaisons porte-greffe/greffon) 	<ul style="list-style-type: none"> - Risques d'immobilisation d'azote après enfouissement (moindre si légumineuses) - Application azote minéral pour permettre une bonne croissance de la culture suivante - Adaptation des espèces cultivées aux conditions climatiques (température) et du sol (texture, drainage, pH) 	<ul style="list-style-type: none"> - Disponibilité de l'équipement de semis ou de récolte sur la ferme - Achat d'équipements pour espèces de diversification - Disponibilité de l'équipement adapté pour les espèces de diversification à multi-usage alimentaire et industriel (ex : graines et fibres pour le lin et le chanvre) 	<ul style="list-style-type: none"> - Références techniques et connaissances des agriculteurs et des conseillers sur la conduite des cultures de niche - Diversité des sources de conseil - Modèle économique des instituts techniques - Expérimentation à la ferme - Partage de connaissances et d'expériences entre agriculteurs (réseaux physiques ou virtuels) 	<ul style="list-style-type: none"> - Complexité de la décision dans les rotations diversifiées (charge mentale) - Temps de pilotage et d'observation des nouvelles cultures - Étalement des pointes de travail 	<ul style="list-style-type: none"> - Rentabilité des équipements pour les cultures de diversification - Surface minimale par espèce de diversification - Rentabilité de la rotation permise par la diversification (suivant couts, augmentation ou pas des rendements, etc) - Coûts de production des cultures de diversification vs coût des pesticides et fonction des prix de vente des cultures 	<ul style="list-style-type: none"> - Aversion au risque - Risques - Assurances 	<ul style="list-style-type: none"> - Disponibilité de l'équipement (nettoyage, séchage, transformation) et du stockage et/ou éloignement des silos pour espèces de niche - Coûts de transaction lors de la transformation pour petits volumes - Existence de débouchés (quantité, prix) - Demande des consommateurs
Allongement du délai de retour d'une espèce sensible à un bioagresseur spécifique dans le sol		<ul style="list-style-type: none"> - Pression des bioagresseurs 						

Tableau 6-6 (suite). Principaux freins et leviers identifiés dans la littérature pour le déploiement de rotations/assolements diversifiés

En noir en grandes cultures, en vert ceux spécifiques à la production légumière

Type de frein / levier Type de diversification	Filière Amont : approvisionnement en semences	Production agricole						Filière aval
		caractéristiques agronomiques et pédoclimatiques des parcelles	équipements	connaissances et accompagnement des agriculteurs	organisation du travail sur l'exploitation	rentabilité des exploitations	risques et préférences des agriculteurs pour le risque	
Introduction de couverts d'interculture	- Faible disponibilité des semences de variétés de plantes de service	- Concurrence pour la réserve en eau du sol, qui contraint le choix sur la période de mise en place des couverts d'interculture pour ne pas assécher le sol - Multiplicité des effets des rotations diversifiées (apport d'azote, gestion des adventices, amélioration de la structure du sol...) - Positionnement très précis des couverts d'interculture en fonction des cycles de vie des bioagresseurs	- Equipement pour détruire le couvert végétal sans travail du sol		- Concurrence entre semis du couvert d'interculture et la récolte de la culture commerciale précédente	- Coûts de production des couverts d'interculture (achats semences et conduite des cultures) vs coût du labour	- Risque de mauvais développement des couverts d'interculture - Équilibre entre risques CT et bénéfiques LT - Variabilité du rendement de la culture principale (effet selon l'espèce implantée en interculture) - Outils d'aide à la décision pour mieux appréhender le risque	
Diversification intraspécifique inter-parcellaire							- Aversion au risque - Risques	- Coopératives

Verrous/leviers au niveau de l'exploitation

A l'échelle de l'exploitation agricole, nous distinguons les verrous et leviers relevant des motivations de l'agriculteur (économiques, non-économiques et comportementaux) de ceux relevant des capacités techniques et des ressources des exploitations (équipements, temps de travail, charge mentale, terre...).

Freins et leviers relevant des motivations de l'agriculteur (économiques [rentabilité et risque] ; non-économiques et comportementaux)

Dans la littérature analysée dans ce Chapitre, **les motivations des agriculteurs à la diversification sont essentiellement économiques**. Les motivations non économiques (d'ordre environnemental ou liées à la santé) n'ont pas fait l'objet d'analyses, alors que ce sont des motivations majeures souvent exprimées dans les ateliers de recherche-action. Cet écart peut être dû à la nature de notre corpus. La littérature plus générale (Cf. Chapitre 2) indique que les motivations peuvent être non-économiques. Les motivations comportementales étudiées sont exclusivement liées à l'aversion au risque des agriculteurs, motivation qui aura tendance à favoriser (respectivement, décourager) la diversification si la diversité des cultures diminue (respectivement, augmente) le risque. Le lien entre diversification végétale et risque est abordé ci-après.

Parmi les motivations économiques, la rentabilité joue un rôle prépondérant. Les résultats d'expérimentations montrent un **effet ambigu de l'introduction de nouvelles cultures introduites** (en cultures de rente ou de service) **sur la rentabilité de l'exploitation**. Les résultats scientifiques dont on dispose sont surtout basés sur des expérimentations plutôt que sur des données de production en situation réelle, et sont généralement analysées au niveau d'une culture d'intérêt. Les cas de faible rentabilité peuvent être constatés de façon transitoire pendant la phase d'apprentissage et d'investissement, ou de façon plus pérenne. Notons cependant que le calcul des effets à long-terme et systémiques à l'échelle de la rotation, qui est ce qui est visé dans l'introduction de nouvelles espèces, est mal renseigné (ex: effets bénéfiques de l'introduction de légumineuses sur les cultures suivantes de la rotation, sur l'état du sol...). Ce défaut de métrique crée chez les agriculteurs des incertitudes sur la rentabilité de la rotation. **L'absence de visibilité sur les bénéfices et coûts des pratiques de diversification** conduit les agriculteurs avertis au risque à renoncer ou à repousser l'adoption de la diversification. De plus, faute de données suffisantes, les agriculteurs s'appuient sur des perceptions subjectives des coûts et des bénéfices, ce qui contribue probablement davantage à freiner le changement car la pratique de diversification est souvent perçue comme plus risquée qu'elle ne l'est.

Par ailleurs, la situation de référence pour les agriculteurs est une production avec usage de pesticides. Les analyses de rentabilité de la diversification sont donc comparées à cette situation de référence, souvent plus rentable (selon le prix des cultures) et plus fiable. Le fait de quitter cette situation de référence jugée plus stable/plus favorable par les agriculteurs peut en effet constituer un verrou avec les incertitudes liées au développement de la culture de diversification et de ses effets sur le rendement de la culture principale. Les pertes sont alors fortement ressenties puisqu'elles sont comparées à la situation de référence. Les **aspects temporels** sont également mentionnés avec une augmentation des risques à court-terme (e.g. erreurs de pilotage dues à un manque de maîtrise technique) tandis que les bénéfices de la diversification sont de long-terme (e.g. effets bénéfiques sur le sol ou l'environnement). Les leviers mentionnés sont l'usage d'**outils d'aide à la décision**, permettant aux producteurs de mieux appréhender les risques, et l'**assurance subventionnée** qui peut agir comme complément à la diversification.

Freins et leviers relevant des capacités techniques et des ressources des exploitations (équipements, temps de travail, charge mentale, terre...)

Le besoin de **nouveaux équipements** pour les nouvelles espèces introduites semble peu problématique. Ce constat est sans doute dû au fait que la littérature est surtout axée sur l'introduction d'une culture commerciale dans la rotation ou sur la mise en place de couverts d'interculture, pratiques utilisées pour des raisons plus variées que la seule gestion des bioagresseurs. Cela dit, quand ces freins sont mentionnés, il peut s'agir de l'achat d'équipements spécifiques à certaines cultures surtout si les parts de SAU associées à la culture de niche ne permettent pas de rentabiliser les investissements. Les CUMA peuvent alors constituer un levier, en mutualisant l'investissement et en le rentabilisant sur des surfaces plus importantes.

En ce qui concerne la **charge de travail**, la problématique diffère suivant s'il s'agit de cultures de rente ou de couverts d'interculture. En effet, dans le second cas, la conduite de la culture est moins exigeante puisque non récoltée. En culture de rente, les décisions liées aux rotations sont complexes, impliquant de nombreux aléas,

d'autant plus du fait du manque de références techniques et de l'incertitude liée au court et long terme. Les pics de travail peuvent constituer un verrou important du fait du temps de pilotage de la nouvelle culture et du temps d'acquisition de nouvelles compétences. Dans le cas des couverts d'interculture, c'est la concurrence entre semis du couvert et récolte de la culture principale qui peut être problématique en termes de charge de travail. Les leviers consistent à bien choisir les cultures à introduire dans la rotation ou à semer en couvert d'interculture afin d'étaler la charge de travail. L'accroissement de la charge mentale à cause de la diversification est particulièrement problématique en maraîchage, comparativement au cas des grandes cultures. Les outils d'aide à la décision peuvent également constituer un levier pour alléger la charge mentale.

L'association culture / élevage à l'échelle de l'exploitation est un levier d'intérêt susceptible de contribuer soit directement soit indirectement à la réduction de l'utilisation de pesticides. La complexité de la polyculture-élevage intra-exploitation amène cependant à développer des **interactions à l'échelle d'un territoire** entre des exploitations spécialisées en production végétale et d'autres en élevage (transfert de fourrages, de paille, de matière organique).

Verrous/leviers relevant des filières

Filière Amont (approvisionnement en semences et plants)

Le principal frein cité en grandes cultures concerne le **manque de variétés performantes pour les espèces de diversification** et secondairement **l'insuffisante disponibilité en semences** pour certaines espèces de niche ou couverts d'interculture. Les freins liés aux nouveaux équipements semblent peu problématiques. En maraîchage, un frein spécifique est à la **fourniture de plants par les pépiniéristes**, les producteurs jugeant cette gamme disponible trop limitée (il s'agit de pouvoir acheter, à la date souhaitée par le producteur, des plants prêts à être plantés, avec la bonne espèce, la bonne variété, voire le bon porte-greffe).

Aval (débouchés et transformation)

Une abondante littérature cite **la question des débouchés comme un frein important pour la diversification des cultures de rente**. La recherche de nouveaux débouchés se pose de façon différente suivant que la nouvelle culture est absente de l'exploitation mais présente au niveau du territoire (l'enjeu pour l'agriculteur est alors d'accéder à ces nouveaux marchés) ou s'il faut construire une nouvelle filière sur le territoire (ce qui revêt souvent des questions logistiques et de construction d'infrastructures de collecte, stockage, transformation). Un autre frein est que faute de demande forte et de qualité suffisante dans les premières années de développement d'une nouvelle culture, **le niveau de valorisation commerciale reste assez limité, freinant les investissements**. Cet enjeu se pose sur toutes les filières, sauf dans le cas de l'association polyculture-élevage où, pour les cultures fourragères, la question des débouchés est résolue par l'autoconsommation intra-exploitation ou par les échanges intra-territoire de produits entre éleveurs et céréaliers

Conseil et R&D

La littérature montre un **manque de références techniques sur les cultures de diversification** dont les raisons sont diverses. Le modèle économique des différents organismes produisant ces références amène à la production de connaissances sur les cultures majoritaires en volume, d'où des trous de connaissances pour piloter les cultures de diversification. De plus, les connaissances sont souvent produites au niveau de la culture plutôt qu'au niveau de la rotation et sur une échelle temporelle plutôt courte. Or la performance agronomique et économique des rotations de cultures diversifiées se joue pour partie sur le long terme et dans l'optimisation des interactions entre cultures. Enfin, l'hétérogénéité spatiale rend difficile l'utilisation des références existantes. Pour toutes ces raisons, il y a un manque important d'appui pour la conception de rotations diversifiées (à la fois sur les cultures mineures et sur l'agencement spatio-temporel de la diversité des cultures), pour le pilotage (besoin d'outils d'aide à la décision sur la conduite des cultures), sur l'estimation de la rentabilité (outils d'aide à la décision sur effet multidimensionnel et de long-terme des rotations). **Ce manque de connaissances relève de plusieurs catégories d'acteurs** : les instituts techniques, les structures de développement dans les territoires, les agriculteurs eux-mêmes. **La formation, le partage d'expériences entre pairs** sont des leviers à développer.

Verrous/leviers contextuels

Les pouvoirs publics ont un rôle à jouer en orientant les décisions des agriculteurs par des **politiques réglementaires, incitatives monétaires** (taxes/subventions) **ou informationnelles** (information, conseil, éducation). La littérature analysée a identifié le besoin de rendre attractives les pratiques de diversification (subventions) et le besoin de conseils et de références techniques (financement de la recherche et développement, outils d'aide à la décision, enseignement). **L'assurance a été évoquée parfois comme un verrou et parfois comme un levier pour favoriser la mise en place de couverts d'interculture.** Il s'agit d'un dispositif privé mais les pouvoirs publics pourraient jouer un rôle en subventionnant les primes d'assurance, si l'assurance s'avérait un levier.

6.2.4.2. Quelques enseignements généraux pour favoriser le déploiement de rotations et assolements diversifiés

Une diversité de leviers activables par différentes catégories d'acteurs de la filière sont identifiés dans la littérature analysée. Nous en résumons ci-dessous quelques-uns qui semblent particulièrement innovants ou prometteurs.

- **A verrouillage systémique, déverrouillage systémique** : la littérature analysée montre des cas où un frein à la diversification peut être levé par un ou des leviers au même niveau d'organisation (exploitation agricole, filière amont, filière aval, R&D, etc.). Mais souvent, il est plus efficace ou moins coûteux de mobiliser un levier à un autre niveau d'organisation. Cela suppose de combiner plusieurs innovations (techniques, économiques, organisationnelles, réglementaires) portées par plusieurs acteurs du territoire ou du système agri-alimentaire, ce qui débouche sur le concept d'innovations couplées.
- **Améliorer la prise en compte de l'espace dans le développement de la diversification.** Il semble, au vu de la littérature, que la dimension temporelle de la diversification (organisation des rotations) soit plus prise en compte que la dimension spatiale (agencement des cultures sur le territoire de l'exploitation pour optimiser les régulations écologiques). Les agriculteurs considèrent peu le positionnement des cultures dans l'espace, sauf du point de vue de la minimisation de leur gestion (distance entre les cultures d'une même année qui nécessite les mêmes machines, etc.) Il s'agit là d'une piste potentiellement intéressante d'approfondissement qui pourrait améliorer globalement la rentabilité de la diversification. La section 6.4 traite de ces questions.
- **Construire un meilleur partage de la valeur parmi l'ensemble des acteurs de la filière** : le constat partagé est que laisser les agriculteurs gérer seuls les surcoûts liés à la diversification, même avec des incitations *via* des subventions nationales ou européennes, n'est pas viable puisque le verrouillage est systémique. Cela suppose aussi de reconnaître les coûts réels mais cachés de l'usage des pesticides (e.g. remédiation des effets sur l'environnement et la santé humaine). Par exemple, un manque de rentabilité d'une culture de diversification peut être levé par une plus grande rentabilité de la rotation diversifiée à long-terme ou par une réduction des risques économiques. Le manque de valorisation commerciale peut être levé en développant des circuits courts ou de l'alimentation animale, ou encore le frein de la faible consommation des légumineuses en alimentation humaine peut être levé par le développement de produits transformés.
- **Verrouillage et déverrouillage sont dynamiques** : lorsqu'un frein est levé, un nouveau frein peut alors apparaître. Par exemple, créer un débouché limité pour une culture mineure peut être suffisant à un moment donné sur un territoire, mais insuffisant quelques années plus tard si un plus grand nombre d'agriculteurs la cultivent. Il est donc nécessaire de prendre en compte des dynamiques long-terme.

6.2.4.3. Analyse critique de la littérature disponible et besoins de recherches

Dans les articles analysés, **il existe une forte hétérogénéité dans la définition de la diversification.** Cette section mobilisant à la fois des articles en agronomie et en sciences économiques et sociales, le type de diversification est parfois très précis (e.g. couvert d'interculture, engrais vert, culture piège) et parfois plus générique. Nous avons donc fait le choix de ne mettre que le terme générique « couvert d'interculture ». De plus, suivant les

articles, les métriques utilisées varient (introduction d'une culture pour jouer sur les conditions agronomiques de la culture suivante, ajout d'une culture dans une rotation, diversification par introduction d'une culture de niche ou d'une culture connue, allongement des rotations, indice globale de diversité...). En plus de cette diversité, la forme même de la diversification n'est pas toujours bien renseignée dans les articles. Cela a pu créer une incertitude sur les résultats ou la façon de les analyser.

Une autre difficulté est la forte hétérogénéité des situations de diversification, en termes de contexte de production, lieux, échelles spatiales, conditions économiques. D'où notre choix de sélectionner les articles correspondants à des situations sociales, économiques, pédoclimatiques compatibles / illustratives de la (des) situation(s) française(s).

Dans les articles analysés, il existe une grande diversité des méthodes d'analyse :

- quelques rares revues de littérature sur les conditions de déploiement de couverts diversifiés ;
- des analyses empiriques à base d'enquêtes qualitatives, très précises sur les perceptions des freins/leviers par les acteurs, mais dont la portée générique est difficile à évaluer car les échantillons sont petits ;
- des modèles économiques génériques permettant des simulations de conditions très variées, mais qui se focalisent sur 1-2 freins (essentiellement les freins de nature économique) et dont les résultats dépendent des hypothèses de calibration ;
- des expérimentations agronomiques qui estiment des coûts de production, et donc la rentabilité de certaines pratiques, mais dont les résultats sont très inféodés aux choix des traitements expérimentaux ;

Au-delà des méthodes d'analyse, les méthodologies ne sont pas toujours bien explicitées ou ne semblent pas toujours robustes (faible taille d'échantillons, manque d'information sur les données utilisées).

- Une forte **sensibilité des résultats au contexte de référence**, en particulier en ce qui concerne les pesticides : Beaucoup d'articles examinent la question avec comme situation de référence l'accès à des pesticides efficaces, fiables à court terme et peu coûteux, d'où par comparaison l'expression de freins relativement importants liés à la diversification. Si le contexte socio-économique change, par exemple si une réglementation interdit ou réduit fortement l'usage des pesticides sur une partie du territoire français ou sur une partie des cultures, si les prix des pesticides prennent en compte les externalités négatives sur l'environnement et la santé humaine, un certain nombre de freins disparaîtront et les conditions de déploiement seront facilitées.
- La **sensibilité des résultats aux indicateurs** : Les indicateurs sont très hétérogènes. Que ce soit sur la manière de mesurer la diversification ou sur les variables que la diversification impacte. Comme indiqué ci-dessus, il existe une forte hétérogénéité dans la définition de la diversification. Mais, même s'il s'agit de la définir avec un indice de diversité, il existe une pluralité d'indices. Le choix d'un indice particulier impactera les résultats. De même pour la rentabilité.

Les besoins de recherches sont donc d'une part de poursuivre des analyses fines de contextes spécifiques, permettant de combler des trous de connaissances. D'autre part, il s'agit de mieux faire interagir la diversité des études et situations où des connaissances sont produites, dans une recherche de montée en généralité. Cela supposerait de disposer de métriques des formes de diversification et des conditions d'étude mieux renseignées, tâche complexe car cela suppose d'associer des dimensions sociales, économiques, pédoclimatiques, biologiques, etc.

Encadré 6-2. Le rôle que peut avoir l'élevage en interaction avec la polyculture dans la diversification végétale

La transition agroécologique questionne les interactions entre productions végétales et élevages, qui ont été historiquement fortes jusqu'au 19^{ème} siècle, l'animal étant pour les cultures à la fois la source d'énergie pour les opérations de travail du sol et une source d'azote *via* les fumures. La spécialisation des systèmes de production a conduit à une quasi-déconnexion des systèmes de production animaux et végétaux, dans les exploitations mais aussi dans les territoires (Billen *et al.*, 2019). Pourtant les enjeux de bouclage des cycles minéraux et la recherche de régulations écologiques en production agroécologique conduisent à s'intéresser à nouveau à ces interactions.

Si l'on s'intéresse plus spécifiquement à la protection des cultures, enjeu de cette ESCo, l'élevage contribue à la régulation des bioagresseurs des cultures de façon directe et indirecte au travers de la diversité végétale qu'il implique (Dumont *et al.*, 2019). Tout d'abord, du point de vue indirect, comme évoqué dans le Chapitre 2, la présence d'élevages dans le territoire ou sur l'exploitation implique de mettre en place une diversification des cultures dans les rotations, à des fins d'alimentation des troupeaux. Cette diversification passe notamment par la présence de couverts pluriannuels (prairies, luzerne, etc.) ou par la culture de céréales associées à des légumineuses dans ce que l'on appelle les méteils. Ces cultures peuvent être directement valorisées par les animaux par du pâturage ou être récoltées et conservées sous la forme d'ensilage, de foin ou sous forme de fourrage déshydraté en bouchons. Dans les exploitations de polyculture-élevage avec des herbivores on observe généralement une très forte autonomie fourragère grâce au maïs et aux prairies. Une alternative à la remise en question de la spécialisation des exploitations est le développement d'un système polyculture-élevage à l'échelle du territoire, c'est-à-dire basé sur l'interaction entre les deux systèmes spécialisés en élevage et en grandes cultures non pas à l'échelle d'une exploitation mais entre exploitations. Si le principe semble simple à mettre en œuvre, dans la pratique de nombreux freins limitent son émergence. Le projet CER'El, porté par la chambre d'agriculture du Centre-Val de Loire (Boudet, 2015), a ainsi mis en évidence des limites juridiques à l'échange entre céréaliers et éleveurs (Le Cadre, 2015), aussi bien du côté réglementaire (nécessité d'être un organisme stockeur pour vendre des céréales) que du côté contractualisation (se mettre d'accord sur un tarif pour un produit quasiment pas commercialisé, tel que les effluents). Dans le cadre du projet POSCIF (Verret *et al.*, 2020b), visant à faire pâturer des ovins dans les céréales en Île-de-France, les chercheurs identifient un frein à la pérennité de ce système car l'éleveur peut difficilement savoir combien d'hectares il pourra faire pâturer, cette surface dépendant à la fois des différentes cultures mises en œuvre par l'agriculteur (permettant ou non de mettre en place une culture à pâturer), de la distance entre les parcelles d'intérêt et du nombre d'agriculteurs contractualisant avec l'éleveur. Mais les dynamiques politiques à l'échelle nationale (Transition agroécologique supportée par le ministère de l'agriculture) ainsi qu'à l'échelle des filières de qualité, notamment les appellations d'origine contrôlée (AOC) en liens avec les productions animales qui cherchent à avoir une autonomie alimentaire à l'échelle du territoire de production, peuvent permettre de lever ces freins.

Un deuxième effet indirect semble être que les cultures à destination de l'alimentation animale sont moins traitées que les cultures à destination de l'alimentation humaine. Elles peuvent donc être favorables à des réseaux écologiques plus diversifiés dans les paysages (voir cadre conceptuel de l'ESCo en introduction générale). Ainsi le suivi des fermes DEPHY (Chartier *et al.*, 2015 ; Tresch *et al.*, 2019) montre que les exploitations en polyculture-élevage ont des IFT plus faibles que les exploitations en grandes cultures spécialisées. Cette différence s'explique en grande partie (80 %) par l'effet "assolement" des exploitations de polyculture-élevage qui ont plus de cultures demandant moins de traitement. Sur des cultures similaires comme le blé d'hiver et le maïs, les exploitations de polyculture-élevage utilisent moins de produits (-16 et -24 % respectivement) mais ont aussi des rendements plus faibles que les exploitations spécialisées en grandes cultures (73 vs. 76 qtx pour le blé et 85 vs. 99 qtx pour le maïs). Enfin, les cultures à destination de l'alimentation animale sont généralement moins traitées, notamment quand on regarde les produits hors herbicides. Pour le maïs par exemple, 21% des maïs ensilage sont traités avec des produits hors herbicide contre 55 % des maïs grains. Et quand ils sont traités, les doses utilisées pour le maïs ensilage sont presque 2 fois plus faibles. A partir d'autres données, Martel *et al.* (2017) montrent aussi que les exploitations ayant le plus de lien entre cultures et atelier animal, et donc la plus grande part de leurs cultures dédiées à l'intra-consommation, ont des IFT plus faibles que ceux des exploitations avec plus de cultures de rente.

Un troisième effet indirect des systèmes mixtes cultures-élevages sur la diversification végétale et la régulation naturelle des bioagresseurs est lié à l'insertion de prairies permanentes dans les paysages, reconnues comme source de biodiversité et notamment d'ennemis naturels arthropodes et vertébrés (voir synthèse Chapitre 3 section 3.7).

Enfin, concernant l'effet direct des animaux sur les adventices, on peut distinguer deux entrées : l'entrée pâturage et l'entrée fertilisation. Côté fertilisation, Carr *et al.* (2020) montrent dans leur revue de littérature que si les effluents peuvent être une source d'entrée d'adventices dans les exploitations, les apports bénéfiques que ces fertilisants organiques ont sur la structuration du sol et sa fertilité ont plutôt tendance à favoriser la compétitivité des cultures face aux adventices. Pour le pâturage qui régule la communauté des adventices dans les parcelles, plusieurs expériences

sont documentées, que ce soit des palmipèdes dans le maïs (Wu *et al.*, 2021), dans les rizières (Xu *et al.*, 2017) ou encore dans les vergers (Bosshart *et al.*, 2022), des ovins dans les céréales (Miller *et al.*, 2015), les vergers ou les vignes (Dastgheib et Frampton, 2000 ; Niles *et al.*, 2018) ou encore des bovins dans les palmeraies (Tohiran *et al.*, 2017). Dans son chapitre sur la régulation des adventices par le pâturage, Staver (2001) décrit trois critères qui vont déterminer l'efficacité du contrôle par le pâturage : a) la phénologie de la plante et sa palatabilité, b) une observation régulière de l'éleveur qui saura adapter la pression de pâturage selon le développement des adventices et leurs stades et c) la capacité d'avoir les animaux nécessaires ainsi que les structures permettant de les garder à l'endroit désiré. Dans leur expérimentation comparant 8 rotations dont 4 avec du pâturage, MaClaren *et al.* (2019) montrent que les systèmes pâturés utilisent effectivement moins d'herbicides.

La prise en compte des animaux d'élevage dans le fonctionnement des cultures est donc un sujet d'intérêt quand il est question de réduire l'utilisation de pesticides au même titre que les réflexions sur l'organisation spatiale et temporelle des cultures, les éléments pérennes du paysage et les pratiques culturales.

6.3. Maintien et introduction d'éléments semi-naturels dans les parcelles et le paysage pour favoriser les régulations naturelles

Coordination : Benoit Grimonprez, Sophie Thoyer

Contribution : Aude Vialatte

6.3.1. Introduction

Le Chapitre 3 a souligné l'importance de certaines composantes de la végétation semi-naturelle (désignée ci-après par **ESN** pour **éléments semi-naturels**) situées dans les parcelles, en bordure des espaces agricoles ou au sein des paysages agricoles, pour aider à lutter contre les bioagresseurs des cultures en fournissant différentes ressources aux communautés d'ennemis naturels de ces bioagresseurs et en favorisant leur dispersion depuis ces éléments vers les cultures. La synthèse des effets des ESN sur la régulation des bioagresseurs dans le Chapitre 3 (section 3.7) s'inscrit dans deux sections différentes relatives, d'une part, aux modes de diversification intra-parcellaire interspécifique (cas de l'agroforesterie et des bandes semées comme les *beetle banks*), et, d'autre part, à la diversité des ESN dans le paysage, hors des parcelles cultivées. Bien que dans le Chapitre 3 les arbres sont considérés pour ce qu'ils sont du point de vue biologique, c'est-à-dire des plantes parmi d'autres plantes dans les parcelles, l'agroforesterie est considérée dans ce Chapitre comme des ESN car telle est la façon de considérer les arbres dans les systèmes agroforestiers au sein de la Politique agricole commune (PAC).

Le rôle des ESN pour la biodiversité en général et la régulation des bioagresseurs en particulier est essentiel. Une méta-analyse des programmes agro-environnementaux (Batary *et al.*, 2015) a révélé que les mesures de diversification, telles que les bordures de champs et les haies, sont plus de deux fois plus efficaces pour promouvoir la biodiversité que les pratiques agricoles gérées à l'échelle de la parcelle, telles que celles de l'agriculture biologique. Une plus grande diversité d'habitats sur les terres agricoles augmente la diversité des papillons dans les exploitations d'environ 50 %, ce qui n'est pas le cas du changement de pratiques agricoles en AB (Weibull *et al.*, 2000). L'augmentation de la longueur des haies par champ de 250 m fait passer la diversité des oiseaux d'une à douze espèces, tandis que la conversion de l'agriculture conventionnelle à l'agriculture biologique n'a augmenté la richesse des espèces que de 50 % (Batary *et al.*, 2010).

6.3.1.1. Les définitions des ESN

Nous retenons trois catégories d'ESN dans cette section : (i) les haies, et de façon plus large les bosquets, et les bordures de champs végétalisées, comme par exemple les bandes tampons situées en bord de cours d'eau (section 6.3.2) ; (ii) les éléments d'agroforesterie impliquant des aménagements de plein champ, notamment la plantation et/ou l'entretien en intra-parcellaire, en superposition avec d'autres cultures ou des activités d'élevage (section 6.3.3) et (iii) les prairies permanentes, définies comme des surfaces en herbe ayant été semées depuis 5 années au moins (section 6.3.4). Cette définition n'est pas exactement la même que celle du Chapitre 3, mais elle correspond au critère d'identification donné par la PAC, et nous permet donc plus facilement d'introduire les considérations sur la réglementation et les incitations concernant les prairies permanentes dans la politique agricole (et souvent aussi dans le droit national).

Les politiques agricoles récentes ont cherché à protéger les ESN, voire à encourager leur implantation, afin de promouvoir les services écosystémiques qu'ils rendent. Mais la définition de ce qui rentre dans cette catégorie varie en fonction des réglementations et des mesures qui les ciblent. Ainsi, le Ministère de l'agriculture français qualifie souvent les ESN d'infrastructures agroécologiques (IAE), correspondant à des habitats semi-naturels, localisés sur les surfaces agricoles ou en lisière de celles-ci, qui – en théorie – ne reçoivent ni fertilisation chimique ni pesticides de synthèse, sont gérés de manière extensive, contribuent à préserver la biodiversité et, dans certains cas, à stocker du carbone. Notons donc d'emblée que cette définition des IAE inclue aussi des

habitats ne correspondant pas à de la végétation semi-naturelle, comme les mares ou les murets de pierre (non inclus dans l'analyse de ce document).

Dans les textes réglementaires de la PAC, on retrouve diverses dénominations pour les ESN, couvrant d'ailleurs des listes à géométrie variable, en fonction du dispositif qui cherche à les protéger. Ainsi, bien qu'il n'en existe pas de définition réglementaire, c'est le terme « infrastructures agroécologiques » qu'on retrouve le plus souvent dans les règlements du 2^e pilier de la PAC, pour les mesures financières visant à financer leur implantation (par exemple par des aides à l'investissement) ou leur entretien et maintien (notamment à travers les mesures agro-environnementales) par les agriculteurs volontaires. Les dénominations réglementaires du premier pilier de la PAC de 2014 recensent quant à elles les « particularités topographiques » protégées par la conditionnalité (Bonne condition agroenvironnementale 7) et les Surfaces d'intérêt écologique (SIE), définies pour l'une des trois mesures du verdissement de la réforme de 2014. Pour plus de précision, nous conserverons la terminologie propre à chaque cadre réglementaire, même si l'ensemble de notre synthèse se focalise sur les ESN tels que définis plus haut.

Tableau 6-7. Classification réglementaire des IAE par l'UE

Catégorie réglementaire	Particularités topographiques (PAC 2014-2022) – Conditionnalité pour la France Source: Telepac 2021 – BCAE 7	Surfaces d'intérêt Ecologique (PAC 2014-2022) - Verdissement Source : Ministère de l'agriculture avril 2021
Définition	« Éléments pérennes du paysage semi-naturels constituant des habitats, des zones de transition et des milieux de déplacement favorables à la biodiversité ». Dans le cadre de la BCAE7, ces éléments doivent être maintenus sur l'exploitation et ne peuvent être détruits	« les éléments topographiques ou des surfaces » : dans le cadre du verdissement, un exploitant doit maintenir ou établir des surfaces d'intérêt écologique (SIE) sur l'équivalent de 5% de sa surface arable
Éléments (1)	Haies (n'inclut pas les alignements d'arbres mono-essence)* Mares (entre 10 et 50 ares) Bosquets (entre 10 et 50 ares)*	Terres en jachère (ou semées en espèces mellifères) Taillis à courte rotation Surfaces plantées en espèces fixant l'azote Cultures dérobées ou à couverture végétale Prairies permanentes* Bandes tampons le long des cours d'eau* Surfaces en agroforesterie* Groupes d'arbres et bosquets* Arbres isolés* Lisières de forêt Arbres alignés* Haies* Mares Fossés Murs traditionnels en pierre

(1) les éléments notés d'un * sont ceux que nous retenons dans l'analyse de cette section

Note : les lisières de forêt sont considérées dans l'ESCo comme des ESN, mais elles ne sont pas traitées dans ce Chapitre par manque de littérature sur le sujet.

Source : <https://agriculture.gouv.fr/paiements-decouples-le-paiement-vert>

Il faut noter aussi que certains textes et auteurs distinguent parmi les éléments semi-naturels ceux qui sont productifs et ceux qui ne le sont pas. Dans la catégorie des ESN productifs, on peut intégrer, parmi les éléments du tableau 6-7 marqués d'un astérisque les prairies permanentes pâturées ou fauchées, les arbres d'agroforesterie exploités pour leurs fruits ou/et leur bois, et certaines haies fournissant du bois par exemple. En général, ces éléments productifs sont gérés et exploités par les agriculteurs eux-mêmes, qu'ils soient en faire-valoir direct ou non.

Un autre point à souligner est la distinction entre les ESN qui ont une emprise foncière directement sur l'espace agricole, et qui représentent donc potentiellement une perte de production, et celles qui se situent en bordure d'espace agricole et ne réduisent pas ou peu l'espace cultivé. Pour ces dernières, les gestionnaires ne sont pas forcément les agriculteurs : il peut s'agir de collectivités ou d'établissements publics (comme le conservatoire du littoral) lorsqu'ils sont propriétaires du foncier, ou d'acteurs privés sans statut agricole dont certains ont une mission de préservation de l'environnement et de gestion des espaces (comme les conservatoires d'espaces naturels).

Ces trois aspects (ESN productifs ou non, emprise foncière ou non sur l'espace agricole, et acteurs de leur gestion) seront des composantes structurantes des freins et des leviers à leur maintien et leur déploiement et seront discutés dans les sous-sections suivantes.

6.3.1.2. La perception des agriculteurs envers les ESN pour le contrôle biologique des bioagresseurs

Les ESN ont, par rapport aux autres modes de diversification végétale, une certaine spécificité qu'il convient de rappeler. Cette spécificité entraîne une perception particulière de la part des agriculteurs envers les ESN, en particulier lorsqu'il s'agit de leur effet sur la régulation biologique des bioagresseurs.

En effet, ce type de diversification végétale ne résulte généralement pas d'une gestion agricole (individuellement ou collectivement) destinée à réguler les bioagresseurs des cultures, aussi bien en ce qui concerne la configuration que la composition des ESN (Salliou *et al.*, 2019). Ces auteurs ont en effet montré que si les agriculteurs connaissent le rôle des ESN dans le maintien de la biodiversité et des ESN, ils y associent majoritairement le rôle de source de bioagresseurs pour leurs cultures. Par ailleurs, il est rare que les agriculteurs constatent directement un effet des ESN sur la régulation des bioagresseurs dans leurs parcelles cultivées, notamment dans un contexte de simplification des paysages d'agriculture intensive. Au mieux, les agriculteurs pourraient admettre qu'un tel effet existe et alors essayer de contribuer à le sauvegarder, voire à l'optimiser. Mais tant que ces pratiques agroécologiques sont en concurrence avec l'usage de pesticides, simple à mettre en œuvre et à effet immédiat, leur adoption ne peut rester que marginale. Quelle que soit l'évolution de la réglementation sur les pesticides de synthèse dans le futur, il est dans tous les cas, préalablement nécessaire de disposer d'une littérature et de preuves de concept démontrant clairement les effets des ESN sur la régulation des bioagresseurs.

6.3.1.3. Démarche pour la recherche de littérature relative au déploiement des ESN dans une perspective de protection des cultures

Les requêtes réalisées pour constituer le corpus de l'ESCO ont identifié 85 articles susceptibles d'être mobilisés pour cette section sur les éléments semi-naturels (donc faisant apparaître dans le titre ou le résumé des mots-clés liés aux éléments semi-naturels listés dans le tableau 6-7 et porteurs d'un astérisque). Nous avons choisi de ne retenir que les articles portant sur des pays européens ou d'Amérique du Nord. A la lecture des 29 articles restant, seuls 9 étaient susceptibles d'apporter des éclairages – souvent partiels – sur les stratégies de déploiement en lien avec les objectifs de gestion des bioagresseurs. Une partie substantielle de ces travaux portait sur les dispositifs de la PAC et leur succès – ou échec – à préserver les ESN. Nous les avons complétés avec des rapports non académiques et de la littérature grise, souvent récente, et portant sur les opinions et anticipations de l'effet des dispositions de la PAC de 2023 et du Plan stratégique national (PSN) français sur les ESN. Il n'existe pas encore de publication scientifique sur le rôle que pourra jouer la PAC de 2023, en dehors de Pe'er *et al.* (2022) qui synthétise des avis d'experts : nous nous limitons donc à souligner les principales dispositions prévues dans les règlements et dans le PSN français qui pourraient jouer un rôle – positif ou négatif – dans le maintien et l'implantation d'ESN susceptibles de contribuer à la diversification des couverts et de réduire la pression des bioagresseurs.

A ce corpus initial nous avons ajouté une littérature (publiée plutôt dans des revues françaises, ou des documents non académiques) portant plus spécifiquement sur les aspects juridiques et réglementaires français susceptibles d'avoir un impact, direct ou indirect sur l'implantation et l'entretien de végétation semi-naturelle : ils sont le plus souvent relatifs au droit du code rural (relatifs au bail rural, aux boisements) et civil (relations de voisinage pour la propriété foncière). *In fine*, la présente section repose sur un corpus de 58 références (hors textes de loi).

6.3.2. Les ESN en bords de champs

Dans cette section, nous traitons des ESN végétaux situés en bord de champ, qui n'ont donc qu'une emprise foncière faible sur la surface agricole utile des exploitations, même s'ils peuvent avoir un impact sur les rendements et la qualité des récoltes (du fait de l'ombre ou de la concurrence sur l'eau et les éléments nutritifs) et sur la charge et l'organisation du travail de l'exploitant (du fait des exigences d'entretien, et des contraintes qu'elles imposent parfois sur le travail mécanique à l'intérieur de la parcelle). Ce sont donc les haies, les lisières de forêt, les bandes tampon, et dans certains cas les bosquets.

Ces ESN sont le plus souvent situés sur le foncier géré par l'exploitant agricole des parcelles concernées, mais peuvent aussi se trouver sur des terrains appartenant à des collectivités ou à des parties privées. Dans ce cas, se posent les questions de voisinage et de partage éventuel des tâches d'entretien.

6.3.2.1. L'engagement de la PAC actuelle et future en faveur des ESN de bord de champ : obligations et incitations

Comme indiqué dans le Chapitre 2, les dispositifs de la PAC ont pendant longtemps incité directement ou indirectement les agriculteurs à étendre leur surface agricole utile aux dépens des infrastructures agroécologiques de bords de champ, dont l'emprise foncière et l'entretien étaient perçus comme un frein à la modernisation et à l'augmentation de la productivité agricole. En France près de 70% des haies ont été détruites entre 1945 et 1983 (Pointereau et Coulon, 2006). A partir du début des années 2000, cependant, des mesures commencent à être prises pour préserver les paysages bocagers et maintenir les haies. Dans le **programme de développement rural national (2000-2006)**, puis dans la programmation suivante (2007-2013), des mesures agro-environnementales pour la plantation et l'entretien de haies, puis pour l'entretien de bosquets et de ripisylves, sont proposées. Elles restent globalement peu souscrites (Barbut *et al.*, 2008). La conditionnalité impose aussi dès 2007 le maintien de particularités topographiques à hauteur au moins de 3 % des surfaces arables de l'exploitation.

Les mesures du 2^e pilier de la PAC de 2014-2022

Avec la réforme de la PAC de 2014, le dispositif en faveur des ESN (plutôt appelées Infrastructures agroécologiques – IAE, dans les textes réglementaires) s'est considérablement renforcé, au moins sur le papier. La conditionnalité sur les particularités topographiques (Bonnes conditions agroenvironnementales, BCAA 7) est maintenue. La France a choisi d'y inclure les haies et d'imposer des périodes de non-taille (notamment pour protéger la nidification des oiseaux). Les haies doivent aussi être saisies dans le *Registre parcellaire graphique*, ce qui facilite leur suivi et le contrôle de la réglementation. A noter que la réforme de 2014 de la PAC va aussi inclure l'emprise de la haie et des bosquets³⁰ dans les surfaces admissibles aux aides directes du 1^{er} pilier (les droits à paiements de base). Cette décision n'est pas anodine puisqu'un des freins au maintien des haies et des bosquets jusqu'alors était justement le fait que ces surfaces étaient exclues du calcul des aides à l'hectare. Elle permet aussi de rendre les mesures de la PAC en faveur des ESN plus cohérentes.

Les Mesures Agro-Environnementales et Climatiques (MAEC) de la PAC de 2014 proposent trois mesures unitaires en faveur des IAE.

- La mesure « LINEA_01 – Entretien de haies localisées de manière permanente » a pour objectif d'assurer l'entretien des haies présentant des enjeux environnementaux, à l'appréciation des autorités de gestion (les régions) et en respectant la faune présente.
- La mesure « LINEA_02 - Entretien d'arbres isolés ou en alignements » a pour objectif d'assurer l'entretien des arbres isolés ou en alignements là aussi de manière compatible avec la présence d'une richesse faunistique. Chaque région définit les arbres éligibles à cette mesure.
- La mesure « LINEA_03 - Entretien des ripisylves » a pour objectif d'assurer l'entretien des ripisylves en respectant la richesse faunistique présente.

³⁰ Pour une largeur de 10m maximum pour les haies, et pour des bosquets dont la taille est comprise entre 10 et 50 ares.

Notons aussi des initiatives régionales, comme l'exemple du programme Breizh Bretagne initié dès la programmation 2007-2013 et renforcé dans la programmation 2014-2020 pour améliorer le maillage bocager breton, qui se sont appuyés sur la combinaison de financements régionaux et des MAEC et ont soutenu les coûts d'investissement jusqu'à 80 %. Les bénéficiaires sont principalement des collectivités et des associations³¹.

A titre d'exemple, Lemoine *et al.* (2018) étudient l'effet d'une mesure agro-environnementale (MAE) visant à favoriser la culture de plantes messicoles dans le contexte de la Belgique. Plus précisément, cette mesure consiste à cultiver des bandes de 12 mètres en bordure de champs sans engrais ni pesticide et en incluant au moins 60 % de céréales dans la rotation. Seuls les champs ayant un potentiel assez élevé de production de plantes messicoles sont éligibles pour cette MAE. Les prélèvements dans différentes parcelles et la comparaison avec des témoins montrent que cette MAE favorise la présence de ces plantes messicoles avec un effet démultiplié lorsqu'il s'agit d'une parcelle en agriculture biologique.

Les mesures du 1^{er} pilier de la PAC de 2014-2022

La PAC de 2014, comme indiqué dans le Chapitre 2, a **imposé le verdissement**, qui conditionne le versement de 30% des aides directes du premier pilier au respect de trois mesures dites « vertes ». L'une d'entre elles cible directement les ESN : elle impose à toutes les exploitations de plus de 15 ha de terres arables d'avoir des « écologique (SIE) » correspondant à au moins 5 % de leur surface arable³². La législation de l'UE définit une liste de 19 types de SIE, dans laquelle les Etats-membres peuvent choisir (voir tableau 6-7 pour les choix français), et qui inclut, outre des SIE non ou peu productives, comme les haies ou les bandes tampons, des surfaces productives de type. Selon le niveau d'intensification de la conduite de ces dernières (usages d'intrants de synthèse), leur intérêt pour la biodiversité peut donc être discutable.

Pour pouvoir établir des indicateurs et des seuils de protection, la PAC a ramené l'ensemble de ces SIE à des équivalents surfaciques, en fonction de leur emprise foncière et en pondérant davantage celles qui sont censées avoir un effet bénéfique plus fort pour la biodiversité. Par exemple, pour le calcul des surfaces en SIE, 1 mètre linéaire de haie et 1 mètre linéaire de bandes tampons valent respectivement 10 m² et 9 m² de SIE, et un arbre isolé vaut 30 m² de SIE tandis que 1m² de jachère vaut 1 m² de SIE et qu'1 m² de cultures de couverture ne vaut que 0,3 m² de SIE. Ces équivalences ont été établies à dire d'experts et par négociation avec les Etats-membres. Elles sont d'ailleurs régulièrement remises en cause car elles jouent évidemment un rôle important : si l'équivalence en SIE est élevée, cela permet aux agriculteurs d'atteindre plus facilement le seuil obligatoire de SIE (fixé à 5 % de la surface arable).

La PAC 2023-2027

Les textes réglementaires de la PAC 2023-2027 ont été adoptés en 2021, et la déclinaison française est désormais stabilisée dans le Plan stratégique national (PSN) qui a été approuvé par la Commission européenne en août 2022, après une phase de révision destinée à prendre en compte les commentaires de la Commission sur une première version. Comme indiqué dans le Chapitre 2, cette future PAC, mise en œuvre au 1^{er} janvier 2023, intègre la plupart des éléments du verdissement dans une conditionnalité renforcée et introduit les éco-régimes, auxquels sont désormais dédiés 25 % des budgets d'aides directes du premier pilier (soit 1,68 milliards d'euro par an pour la France).

La conditionnalité renforcée prévue en France

Le PSN français, dans sa version de décembre 2021, prévoit deux BCAE (bonnes conditions agro-environnementales) dans la conditionnalité renforcée qui concernent les ESN de bord de champ :

- La BCAE 4 impose la création de bandes tampons végétalisées de 5 m de large au moins le long des cours d'eau. Le couvert végétal doit être entretenu, les apports d'engrais et de pesticides sont interdits. L'objectif prioritaire est la qualité de l'eau, mais il est aussi signalé dans les motivations justifiant cette

³¹ https://www.reseaurural.fr/sites/default/files/documents/fichiers/2017-11/2017_feader_fiche_mesure_10.pdf

³² La surface arable n'inclut pas les surfaces toujours en herbe ni les cultures permanentes. En revanche, elle inclut les pâturages temporaires, les jachères, ou les cultures sous abri.

BCAE que ces bandes tampon peuvent favoriser le développement des auxiliaires de culture parmi lesquels les ennemis naturels des bioagresseurs.

- La BCAA 8 « Part minimale de la surface agricole consacrée à des zones ou éléments non productifs – maintien des éléments topographiques du paysage » : plusieurs modalités de respect sont possibles. L'agriculteur doit dédier 4 % de ses surfaces arables à des IAE (chaque Etat membre peut définir les IAE éligibles en piochant dans la liste des SIE) ou jachères, ou 7 % en incluant les cultures fixatrices d'azote et les cultures dérobées à condition de maintenir 3 % en IAE et jachères. A cela s'ajoute l'obligation de maintien des particularités topographiques. Cette obligation ne s'applique pas aux exploitations de moins de 10 ha de terres arables ou dont la surface en prairies (temporaires et/ou permanentes), jachères et légumineuses représente plus de 70 % de l'exploitation.

Les éco-régimes prévus en France

Une des trois voies d'accès à l'éco-régime est celle des « éléments favorables à la biodiversité ». Pour les agriculteurs qui la choisissent, il leur faut respecter sur l'ensemble de l'exploitation un ratio minimum de 7 % d'IAE ou de jachères pour accéder au niveau de base rémunéré à 60 €/ha de SAU, et 10 % pour le niveau supérieur rémunéré à 80 €/ha de SAU. Notons que le PSN français propose aussi, pour les deux autres voies d'accès aux éco-régimes (la voie des pratiques et la voie des certifications environnementales, qui elle-même contient, avec la certification HVE,³³ des obligations de maintien des haies), un « bonus haies » qui rémunère la présence de 6 % haies sur leur SAU accompagné d'une attestation de gestion durable, de type *label haie* (pour un bonus cumulable avec le paiement de l'éco-régime de 7 €/ha de SAU).

Les dispositions du 2^e pilier

Enfin, outre les dispositifs déjà en place dans la programmation 2014-2020 et qui ne devraient évoluer qu'à la marge, le PSN français prévoit aussi une MAEC pour l'entretien durable de IAE (haies, arbres, ripisylves) selon un plan de gestion établi ex-ante, et sans pesticides, sur une durée de 5 ans (non cumulable avec le bonus haie).

La PAC de 2023, et le PSN français, affichent donc leur volonté de renforcer les dispositifs en faveur des Infrastructures agro-écologiques, notamment *via* la conditionnalité renforcée. La France introduit un éco-régime qui leur est dédié, assorti d'un bonus haies marquant fortement l'ambition qu'elle souhaite porter sur ce sujet.

6.3.2.2. La mobilisation des autres aides publiques (hors PAC)

Au-delà des mesures financières de la PAC, les autorités françaises ont débloqué des budgets spécifiques, essentiellement pour développer la plantation de haies.

- **Au niveau national** : Le plan « France relance », initié en 2020, contient un volet « Plantons des haies ». Ce dispositif correspond à une aide à l'investissement pour des plantations de haies et d'alignements intra-parcellaires agroforestiers dans les exploitations agricoles. Sont, à ce titre, éligibles les dépenses relatives aux travaux préparatoires au chantier de plantation, à la plantation elle-même, et à l'entretien des arbres. L'aide porte aussi sur des mesures d'animation, de sensibilisation et d'accompagnement technique aux projets de plantations (Instruction technique DGPE/SDPE/2021-168, 4 mars 2021³⁴).
- **Au niveau régional** : Certaines régions ont mis en place des programmes financiers dédiés à la restauration des linéaires naturels. On peut donner l'exemple de la région Occitanie à travers plusieurs types d'aides comme celles « Restauration de la trame arborée hors forêt » ou encore « Gestion et restauration des milieux constitutifs de la trame verte et bleue d'Occitanie ». A noter que ces aides

³³ La certification HVE permet d'obtenir une mention valorisante et son logo (sur les produits bruts ou transformés « issus des exploitations HVE »). Cette certification pouvait s'obtenir jusqu'à 2022 par deux voies, s'appuyant, pour la voie A, sur une démarche de suivi et d'amélioration d'indicateurs de performance environnementale, et pour la voie B sur le respect de deux indicateurs, le poids des intrants dans le chiffre d'affaire, qui doit être inférieur à 30%, et la part de la SAU en infrastructures agro-écologiques qui doit être supérieure à 10%. Cette deuxième voie doit cependant être abandonnée en 2023, avec la mise en place de l'éco-régime « pratiques ». Beaucoup d'efforts ont été faits pour promouvoir la certification HVE (loi Egalim, Plan biodiversité) mais le nombre d'exploitations certifiées au niveau 3 reste modeste.

³⁴ <https://info.agriculture.gouv.fr/gedei/site/bo-agri/instruction-2021-168>

s'adressent à des associations de protection de l'environnement, des coopératives spécialisées dans la gestion des arbres, ou des collectivités publiques. Ne sont donc pas inclus dans les bénéficiaires les propriétaires privés et les exploitants, qui sont les seuls à pouvoir décider des plantations sur leurs terrains et avec lesquels les collectivités et les associations doivent travailler de concert. Le programme Breizh Bretagne, évoqué plus haut, est un exemple comparable.

L'instauration localisée et expérimentale de paiements pour services environnementaux (PSE) financés par les collectivités et les établissements publics peut également permettre de rémunérer des actions en faveur des ESN. L'engagement peut, par exemple, porter sur le maintien, la restauration ou la création de haies au regard des services qu'elles rendent : lutte contre l'érosion des sols, réduction de la pollution de l'eau, continuité écologique pour la biodiversité, etc. Ainsi, dans le cadre du Plan biodiversité de 2018 (mesure 24), l'implantation et la gestion durable de haies peuvent faire l'objet d'un dispositif de Paiements pour Services Environnementaux proposé par les Agences de l'eau³⁵ aux agriculteurs. Il n'existe pas encore d'évaluation complète de ce dispositif, même si les agences de l'eau fournissent sur leur site des chiffres de réalisation, quelques cas d'étude et des témoignages. Un tel dispositif d'évaluation est en cours de mise en œuvre au niveau du ministère de la transition écologique et de la cohésion des territoires (MTECT) ; il débutera par un état des lieux des mesures expérimentées dans les territoires. L'évaluation globale du dispositif est prévue pour la fin de la période expérimentale, en 2027.

6.3.2.3. Une valorisation supplémentaire par le marché ?

Les travaux portant sur les motivations des agriculteurs pour créer ou maintenir des ESN (Morandin *et al.*, 2016 ; Van Vooren *et al.*, 2016 ; Pe'er *et al.*, 2017) ou pour adopter des techniques de lutte intégrée contre les bioagresseurs, incluant l'implantation d'ESN (Zhang *et al.*, 2018) indiquent tous l'importance de la valorisation des services écosystémiques (d'approvisionnement et de régulation) de ces ESN, en addition des dispositifs incitatifs déjà prévus dans les politiques agricoles et environnementales.

Pour les haies (et l'agroforesterie), c'est avant tout l'importance de pouvoir vendre le bois, ce qui suppose que des filières de valorisation existent et que les agriculteurs apprennent à s'y insérer, avec l'accompagnement technique nécessaire (Beer et Theuvsen, 2019). Mais l'intérêt croissant pour les dispositifs de PSE, rémunérant des services environnementaux fournis par l'agriculture, est aussi un atout pour un déploiement pérenne des haies et des arbres en milieu agricole. Nous avons vu dans la section 6.3.2.2 que ces PSE sont souvent financés par des collectivités ou des établissements publics qui ont intérêt à maintenir ou améliorer la production de ces services sur leurs territoires et sont donc prêts à les financer. Mais il peut aussi s'agir d'acteurs privés. C'est notamment le cas pour les crédits carbone que les haies et les arbres peuvent générer, du fait de leur capacité à séquestrer du carbone dans les sols et dans la biomasse aérienne. Ces crédits peuvent être achetés par des parties tierces désireuses d'afficher leur contribution à l'atténuation climatique (*via* des labels, une démarche RSE, ou une politique de compensation), comme des industries agro-alimentaires (voir Encadré 6-3).

³⁵ Annexe 2, « Mesure 24 du Plan biodiversité – Notice explicative », Ministère de la transition écologique et solidaire. https://www.eau-artois-picardie.fr/sites/default/files/mesure_24_-_notice_explicative.pdf

Encadré 6-3. Le label Bas-Carbone

Etablir un système de Paiements pour services environnementaux relatifs à la séquestration du carbone par les ESN nécessite de pouvoir certifier des crédits « carbone » *via* une démarche fiable et reconnue. C'est le cas du label Bas-Carbone créé par le décret n° 2018-1043 du 28 novembre 2018 et l'arrêté du même jour et qui fait partie des instruments mis en place pour décarboner l'économie française³⁶. Ce nouveau label vise à favoriser l'émergence de projets de réductions d'émissions de gaz à effet de serre (GES) sur le territoire français. Il met en place un cadre de suivi permettant la valorisation de réductions d'émissions additionnelles, réalisées volontairement par des personnes physiques ou morales dans des secteurs d'activité variés.

Dans le secteur agricole, il doit permettre de mesurer l'amélioration nette des émissions de gaz à effet de serre d'une exploitation agricole par rapport à ses émissions de « routine » et ainsi générer les *crédits* « carbone » correspondant, qui peuvent être rémunérés ou vendus. Les réductions d'émissions peuvent être utilisées pour la compensation ou la contribution carbone volontaire des émissions d'acteurs publics ou privés (entreprises, collectivités, particuliers, administration, etc.).

Le diagnostic Carbocage (établi fin 2020) permet d'établir un bilan carbone de la gestion des haies et donc de les faire entrer dans le label Bas Carbone. C'est un exemple ce qui pourrait à terme compléter le financement et le maintien et la création de haies (CGAAER, 2015). Donnons, comme illustration, l'initiative d'un GIEE d'agriculteurs en Normandie (extrait de Réussir Lait - 22/09/2021³⁷) :

En décembre 2020, sept exploitations adhérentes au GIEE ont signé un contrat sur dix ans (65 km de haies engagés, soit 1950 tonnes de carbone additionnel séquestré sur dix ans). « Nous touchons 240 €/km de haie par an (sur un maximum de 10 km par exploitation) ; la valorisation est fixée à 80 €/t_{éq}CO₂, ce qui est au-dessus du prix du marché du carbone », expose Jean-François Laurent, président du GIEE ».

Dès 2019, la méthode de suivi des réductions d'émissions en élevage bovins et de grandes cultures, dite CARBON AGRI, a été approuvée dans le cadre du Label bas-carbone. Au titre de la séquestration des GES, sont surtout ciblées par la méthode la rotation, l'implantation de prairies temporaires (cultures pures ou en mélange) et de couverts végétaux, l'optimisation de l'apport des engrais, etc.

6.3.2.4. L'efficacité des dispositifs incitatifs européens et nationaux : un constat décevant

Des subventions (nationales ou européennes) insuffisantes pour l'établissement ou le maintien d'ESN

La plupart des dispositifs du deuxième pilier de la PAC, ainsi que les aides publiques nationales, proposent une prise en charge totale ou partielle des coûts d'investissement (pour l'implantation) et des coûts d'entretien des IAE. Et pourtant, le constat est fait que le taux de contractualisation des agriculteurs européens pour des mesures en faveur de la biodiversité, surtout lorsqu'elles sont exigeantes, reste faible : même subventionnés, les agriculteurs ne s'engagent que timidement dans ces mesures. Une des raisons avancées, parmi d'autres, est que les montants d'aide ne sont pas assez incitatifs (CCE, 2020) : dans les zones d'agriculture très intensive, la compensation totale s'avérerait trop coûteuse et les Etats seraient incapables de co-financer un nombre suffisant de contrats ; dans les zones d'exploitation non intensive, les Etats membres sous-estiment les pertes de revenu, les risques, et les coûts de transaction qui découragent souvent les agriculteurs.

De fait, quelques articles ont cherché à mesurer le coût financier de l'installation et du maintien des IAE pour les agriculteurs, mais ces analyses sont très dépendantes du contexte de l'étude. On peut cependant en tirer quelques leçons générales : à moins de prendre en compte les bénéfices non directement marchands de l'implantation d'IAE (services écosystémiques, satisfaction morale de contribuer à l'amélioration de l'environnement et du paysage), les analyses coûts-bénéfices montrent que les IAE ne sont pas rentables. Aucune ne prend en compte l'effet d'économie de pesticides que pourrait apporter la diversification des ESN en

³⁶ Un arrêté modificatif du 11 février 2022 tire parti du retour d'expérience des deux premières années de mise en œuvre du dispositif et permet en particulier de faciliter le déploiement du label bas-carbone *via* la déconcentration de l'instruction des projets et de la décision d'attribution du label.

³⁷ <https://www.reussir.fr/lait/dans-la-manche-nous-valorisons-le-carbone-stocke-par-nos-haies-80-euteqco2>

bord de champ, sauf Morandin *et al.* (2016) qui calculent avec une analyse coût-bénéfice la rentabilité économique des haies adjacentes à des champs de tomate d'industrie (tomates destinées à la transformation) en Californie. Ils montrent que le coût d'établissement d'une haie et son emprise foncière sont compensés par le service de contrôle des ravageurs au bout de 16 années (mesuré par la réduction d'usage des pesticides, selon des hypothèses de réduction faites par les auteurs). Si on prend en compte d'autres services, par exemple le service de pollinisation assuré par les pollinisateurs sauvages, le temps de retour sur investissement est abaissé à 7 ans. Les auteurs recommandent donc ainsi de sensibiliser les agriculteurs à l'ensemble des services que peuvent rendre les haies, même s'ils sont souvent non directement financiers, et qu'il faut attendre plusieurs années après la plantation pour en voir les effets, pour les inciter à prêter plus d'attention aux programmes d'implantation de haies.

Van Vooren *et al.* (2016) évaluent les rendements de systèmes introduisant des interactions arbres-cultures (relevant donc plus de l'agroforesterie que des ESN de bord de champ) et calculent, pour une ferme représentative des Flandres (Belgique) de 45 ha en grandes cultures, la somme des marges brutes actualisées sur 20 ans de ce système comparé à la pratique conventionnelle sans arbres (option *business as usual*, BAU). Ils montrent que l'introduction de ces pratiques d'agroforesterie induit des pertes allant jusqu'à 9 % de la valeur de la marge brute de l'option BAU, mais que les paiements prévus par la mesure SIE du verdissement permettent à l'agriculteur d'équilibrer, voire même de gagner jusqu'à 8 % en plus par hectare. Ces auteurs insistent aussi sur l'insuffisance d'un raisonnement fondé seulement sur les ratios financiers sans prendre en compte les préférences et les attitudes des agriculteurs, notamment leur satisfaction de contribuer à des actions favorables à l'environnement et au paysage, qui contribuent aussi à leurs décisions (voir Chapitre 2, section 2.1.2). Ils notent aussi que la possibilité de rémunérer d'autres services comme le stockage du carbone, *via* des mécanismes complémentaires (par exemple les Paiements pour Services Environnementaux), pourrait renforcer l'efficacité des dispositifs incitatifs de la PAC.

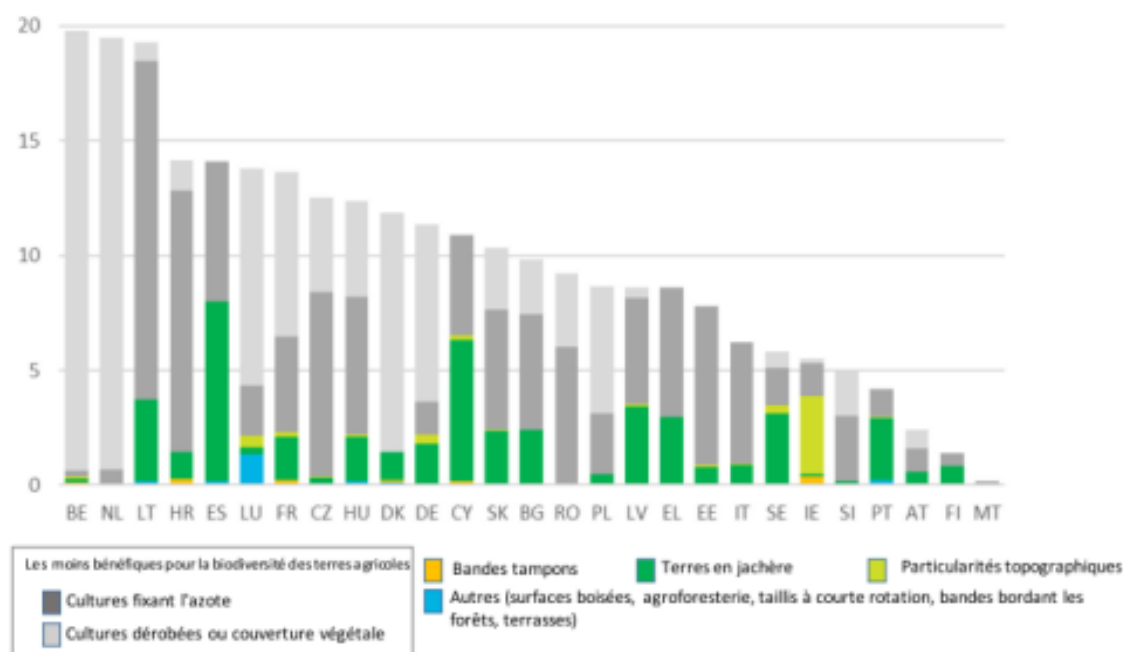
La mesure SIE du verdissement de la PAC de 2014 : une dilution des ambitions

L'efficacité du verdissement pour améliorer la biodiversité sur les terres agricoles a été largement remise en cause par différentes évaluations, notamment celle conduite par la Cour des Comptes européenne (CCE) sur le verdissement (CCE, 2017), puis sur la contribution de la PAC à la biodiversité des terres agricoles (CCE, 2020).

Un premier constat est que les proportions de SIE imposées par la PAC de 2014 (5 % des terres arables) sont à comparer à celles recommandées et largement admises par la communauté scientifique internationale pour favoriser la biodiversité en général et la régulation des bioagresseurs en particulier : 20 % de la surface des paysages agricoles (Garibaldi *et al.*, 2021 ; Tschardtke *et al.*, 2021). Sous ce seuil, en effet, la connectivité des ESN est trop affectée et ne permet pas d'enrayer le déclin de la biodiversité. L'ambition du verdissement est donc en deçà des seuils qui pourraient avoir un effet réel. La liste des SIE a aussi fait l'objet de débats très vifs, car les Etats membres ont poussé pour y inclure des types de culture ou de surfaces considérés par les experts comme n'ayant pas d'effet positif suffisant sur la biodiversité des cultures (CCE, 2017) poussant ainsi la Commission des comptes européenne à écrire : « Les États membres exploitent davantage la flexibilité offerte par les règles en matière de verdissement pour alléger la charge pesant sur les agriculteurs et sur leurs propres services que pour maximiser les effets bénéfiques pour l'environnement et le climat » (CCE, 2017).

La Cour des comptes européenne souligne par ailleurs que, compte tenu du nombre d'exploitations sur lesquelles aucun changement de pratiques n'était nécessaire pour être en conformité avec les exigences du verdissement (du fait des exemptions³⁸ ou parce que les conditions étaient déjà respectées), de nouvelles SIE n'ont dû être créées que sur 1 % des terres agricoles de l'UE (CCE, 2017). De plus, les SIE déclarées par les agriculteurs dans le cadre du verdissement sont très minoritairement des haies ou des bandes tampons, comme l'indique la figure 6-3, tirée de (CCE, 2020). On y voit que, en France, la part de ces ESN déclarées en SIE (bandes tampons, particularités topographiques et autres) représente moins de 1 % des terres arables. Ce sont surtout les cultures fixatrices d'azote, les cultures de couverture et les jachères qui permettent aux agriculteurs européens de respecter leurs obligations de SIE.

³⁸ La mesure SIE s'applique aux exploitations ayant plus de 15ha de terres arables. Seulement 24% des exploitations de l'UE (73 % de la SAU européenne) sont soumises à au moins une des trois obligations du verdissement (CCE, 2017).

Figure 6-3. Types de SIE en % des terres arables 2017 (issue de CCE, 2020)

Cette même critique sera reprise par Pe'er *et al.* (2017). Ils analysent la portée de la mesure SIE du verdissement à partir d'une enquête menée auprès de 88 écologues scientifiques issus de 17 pays membres de l'UE, ainsi que des déclarations de SIE faites par les exploitants agricoles au titre du verdissement. Leur premier constat est que toutes les SIE ne se valent pas en termes de contribution à la biodiversité. Le deuxième constat est que ce sont les SIE les moins contributives (correspondant souvent aux SIE productives) qui ont été les plus déclarées par les agriculteurs. En 2015 et en agrégé, les agriculteurs européens ont déclaré 16 % de leurs terres arables en SIE (10 % en prenant en compte les facteurs de pondération qui réduisent mécaniquement certaines surfaces déclarées pour calculer des équivalents surfaciques de SIE – voir section 6.3.2.1), soit bien au-delà des 5% exigés. Certes, mais, à l'échelle de l'UE, les auteurs évaluent que les éléments topographiques représentent 4,3 % de ces surfaces déclarées en SIE, les zones tampons 0,7 %, les taillis à courte rotation 0,2 % et les zones afforestées 0,6 % (à comparer à 21 % pour les jachères, 28 % pour les plantes de couverture et les cultures pièges à nitrate, et 45 % pour les cultures de légumineuses, toutes moins favorables à la biodiversité). L'étude ne mentionne pas de chiffre pour la France qui, au moment de l'enquête, n'y avait pas répondu.

Dans leur analyse du verdissement, Pe'er *et al.* (2017) repèrent aussi les facteurs influençant les décisions des agriculteurs en termes d'implantation et de maintien de SIE, dans 8 pays membres de l'UE à travers une enquête qualitative et des dires d'experts, complétés par une revue de littérature. Selon les auteurs, trois catégories de freins et leviers sont à l'œuvre : les déterminants économiques, les restrictions et contraintes administratives, les perceptions et connaissances des agriculteurs. Ils montrent que les agriculteurs ont tendance à choisir les options de SIE les plus productives et les moins coûteuses pour eux, ou les éléments déjà présents sur leur exploitation. Ils ne privilégient les options de type jachère ou éléments non productifs que sur les terres où la productivité est faible. Ils sont averse aux options qui impliquent un risque de pénalité élevé du fait de la nature des règles appliquées (par exemple, il est imposé une largeur minimale et maximale aux bandes tampons pour qu'elles soient comptabilisées comme SIE et le risque de se tromper lors de la déclaration par l'agriculteur est plus grand). Pe'er *et al.* (2017) évoquent aussi les contraintes liées au droit foncier (voir section suivante), l'absence de connaissances et les besoins d'équipement nouveau pour s'engager dans la création de SIE. Mais ils soulignent aussi l'importance des pratiques traditionnelles qui encouragent les agriculteurs à maintenir les SIE correspondantes, même si elles réduisent la rentabilité de l'exploitation. Les perceptions et les normes sociales jouent aussi un rôle : le fait qu'il est important pour de nombreux agriculteurs que les parcelles paraissent « propres et en ordre » (Hauck *et al.*, 2016) et qu'ils se voient d'abord comme des « producteurs » constitue un frein à l'installation de SIE non productives.

Au moyen d'une approche qualitative, Pe'er *et al.* (2017) comparent les solutions *win-win* (bonnes pour la biodiversité et attractives pour l'agriculteur) et les solutions *win-lose* (bonnes pour la biodiversité mais non attractives pour l'agriculteur). Ils classent la jachère dans la première, et les bandes tampons et les haies dans la seconde. Ils ont compilé les propositions des experts venus de différents pays européens pour améliorer la mise en œuvre des SIE : ils proposent que la définition des SIE soit restreinte à une liste plus courte de surfaces et éléments vraiment propices à la biodiversité, que les surfaces et éléments productifs concernés soient soumises à des pratiques plus respectueuses de la nature (notamment l'interdiction stricte de l'usage d'intrants chimiques, proposition partiellement suivie d'ailleurs par la Commission en 2018 avec l'interdiction de l'usage des pesticides sur les principales SIE), qu'une aide financière supplémentaire soit proposée pour les éléments fixes du paysage (murets, mares), les bandes tampons et les haies, et qu'on puisse soutenir des mises en œuvre collectives à l'échelle des paysages.

En conclusion, les analyses de la mesure SIE du verdissement montrent que c'est sa conception principalement qui a empêché qu'elle puisse avoir un effet fort : beaucoup de négociations ont eu lieu pour que les agriculteurs européens puissent respecter les 3 mesures du verdissement (et donc toucher l'intégralité de leurs aides directes) en ne fournissant qu'un effort marginal, voire nul.

Premières anticipations sur les effets de la future PAC

Il est encore trop tôt pour évaluer l'impact que pourrait avoir la nouvelle PAC sur la protection et l'extension des ESN. Cela dépendra beaucoup des choix faits par chaque Etat-membre. Les premiers retours de la Commission européenne soulignent une grande hétérogénéité dans les niveaux d'ambition affichés et les moyens pris pour y parvenir. A l'échelle de la France, l'éco-régime a pour « *vocation à accompagner le plus grand nombre possible d'agriculteurs dans leur transition, en laissant à chacun des marges de progrès atteignables... L'objectif est de massifier les pratiques agro-écologiques sur tout le territoire dans un dispositif inclusif. Il s'agit de demander un petit effort à chacun pour faire progresser de manière massive l'agriculture française* »³⁹. Il est probable que les trois voies d'accès de l'éco-régime n'auront pas d'effet additionnel fort et que leur rôle sera surtout de ne pas laisser la situation se dégrader. La Commission européenne dans l'évaluation qu'elle a renvoyée au Ministère de l'agriculture français (sur la première version soumise en décembre 2021) va d'ailleurs dans ce sens. Le diable se cache aussi parfois dans les détails : ainsi il y a des discussions en cours pour fixer de nouvelles équivalences surfaciques des haies et d'autres SIE. Selon les pondérations retenues, les incitations à implanter plus de haies sont très différentes et peuvent ne plus avoir d'effet significatif (Afac-Agroforesteries, 2022).

Un rapport (Pe'er *et al.*, 2021) et un article (Pe'er *et al.*, 2022) font une synthèse des propositions de plus de 300 experts de 23 Etats membres de l'UE ayant contribué à différents ateliers de réflexion et enquêtes en ligne afin de construire une PAC plus susceptible de ralentir la perte de biodiversité. Les propositions sont assez classiques, et incluent une exigence plus élevée de la conditionnalité et des éco-régimes notamment en faveur des infrastructures agro-écologiques non productives, des paiements plus élevés pour les agriculteurs combinant par exemple les éco-dispositifs et les MAEC.

La décision de la Commission européenne, suite à la guerre en Ukraine et au spectre d'une crise alimentaire, d'alléger la BCAE 8 pour permettre aux agriculteurs de mettre en culture les 4 % de leurs terres arables qu'ils devaient maintenir en jachère ou en IAE, montre aussi la fragilité des engagements en faveur de la biodiversité, lorsque les enjeux économiques ou de sécurité alimentaire sont mis en avant.

6.3.2.5. Les obstacles juridiques au déploiement des ESN en bords de champs

Relations de fermage

Une part très importante de la surface agricole utile est dorénavant exploitée en fermage (51 % de la SAU en 2020 d'après le recensement agricole – Agreste, 2022), ce qui pose la question des contraintes que peut entraîner l'existence d'un bail sur les terres pour la mise en place de la diversification. Deux sources de blocage, concernant le maintien des ESN ou leur implantation, apparaissent dans ce cadre contractuel.

³⁹ Extrait de la version finale du PSN français pour la PAC 2023-2027 adoptée en août 2022, page 183.

D'une part, le preneur à bail est autorisé à **détruire** les haies, talus, rigoles et arbres qui séparent ou morcellent des parcelles attenantes dans le but de les réunir (C. rur., art. L. 411-28). Cette opération doit se justifier par le besoin d'améliorer les conditions de l'exploitation. Certes l'accord du bailleur est requis pour procéder à ces travaux, mais son absence d'opposition à l'issue d'un délai de 2 mois équivaut à une autorisation tacite. Le pouvoir de modifier les lieux penche donc du côté du preneur à bail.

D'autre part, s'agissant des opérations de **plantation** d'ESN, telles que des haies ou arbres, le preneur ne peut y procéder qu'avec l'autorisation expresse du bailleur (C. rur., art. L. 411-73). Devant le refus ou le silence de ce dernier pendant 2 mois après la notification du projet, le preneur peut seulement saisir le juge pour qu'il l'autorise à faire les aménagements. Cette procédure relativement lourde peut s'avérer dissuasive. Pour terminer, le bailleur peut être d'autant moins enclin à accepter la plantation qu'il est tenu d'indemniser le preneur en fin de bail pour les améliorations qu'il a apportées au fonds (C. rur., art. L. 411-69 et L. 411-71). En ce qui concerne l'indemnité due au titre des plantations, elle est égale à l'ensemble des dépenses, y compris la valeur de main-d'œuvre, évaluées à la date d'expiration du bail, qui auront été engagées par le fermier avant l'entrée en production des plantations, déductions faites, d'un amortissement calculé à partir de cette dernière date. Chaque département, après avis de la commission consultative des baux ruraux, fixe en principe par arrêté préfectoral les tables d'amortissement applicables. En pratique, les durées d'amortissement des plantations se situent autour de 25 - 27 ans (C. rur., art. L. 411-71). On notera que l'indemnité ne peut pas excéder le montant de la plus-value apportée au fonds et que la part des travaux dont le financement a été assuré par une subvention (ex. aides PAC) n'est pas indemnisable par le bailleur. Au final, il peut quand même s'agir d'une charge financière (atteignant parfois plusieurs milliers d'euros) qui rebute beaucoup de petits propriétaires et qui peut être source de litiges (Grimonprez et Moreau, 2021).

Relations de voisinage

L'implantation d'ESN en limite des parcelles cultivées génère des relations avec les fonds de terre voisins. Pour les éléments installés entre deux propriétés privées, le Code civil édicte des règles de distances à respecter. Pour les arbres et arbustes, l'éloignement doit correspondre à ce qui est prescrit dans les règlements ou les usages locaux reconnus ; en leur absence, il faut observer la distance de deux mètres de la ligne séparative des deux terrains pour les plantations dont la hauteur dépasse deux mètres, ou la distance d'un demi-mètre pour les autres plantations (C. civ., art. 671). A défaut de respect de ces obligations, le voisin est en droit d'exiger l'arrachage des plantations ou leur réduction aux hauteurs réglementaires (C. civ., art. 672). Ces contraintes par rapport au voisinage font que les ESN doivent être implantés en retrait de la limite qui divise les fonds, donc avec une emprise sur la surface agricole utile plus importante.

Même une fois installés, les éléments semi-naturels peuvent être sources de gênes pour le voisinage, parce qu'ils grandissent, se développent ou perdent leurs feuilles. Le propriétaire voisin qui voit avancer des branches sur son fonds a la possibilité de demander à les faire couper ; il peut aussi sectionner lui-même les racines et brindilles qui dépassent chez lui (C. civ., art. 673). Surtout, la jurisprudence a déjà caractérisé à plusieurs reprises des troubles de voisinage causés par des plantations, dans les cas où elles s'avèrent envahissantes (Cass., 3^e civ., 20 déc. 2018, n° 17-15.231 ; Cass., 3^e civ., 19 juin 2002, n°00-22.116), ou entraînent des pertes d'ensoleillement et de luminosité pour les riverains (Cass., 3^e civ., 4 févr. 2009, n° 07-20.556).

Une contrainte à gérer : la réglementation des boisements dans certaines zones

Le conseil départemental peut délimiter des zones, après avis des chambres d'agriculture et du centre national de la propriété forestière, « *dans lesquelles des plantations et des semis d'essences forestières ou dans lesquelles la reconstitution après coupe rase peuvent être interdits ou réglementés* » (C. rur., art. L. 126-1). Au sein de ces zones, le Conseil départemental peut (R. 126-2) : interdire et limiter les semis, plantations et replantations d'essences forestières ; restreindre les semis, plantations et replantations à certaines destinations, comme la création de boisements linéaire haies ou la plantation d'alignements ou l'installation de sujets isolés ; fixer une distance supérieure à celle prévue par le code civil pour les plantations par rapport au fonds voisin. Les personnes qui contreviennent à ces prescriptions s'exposent à des sanctions fiscales, civiles (destruction de la plantation) et administratives (amendes).

6.3.2.6. Les leviers offerts par le droit

Le bail rural comme source possible d'obligations environnementales

Le bail rural, dont on a vu qu'il pouvait freiner l'implantation de nouveaux ESN, peut aussi contribuer à les préserver sur la base de la volonté commune des parties. Celles-ci peuvent, en effet, dans certaines conditions, volontairement stipuler au contrat des obligations environnementales à la charge du locataire. Parmi les justifications possibles de ces clauses, la loi (C. rur., art. L. 411-27) cite expressément l'objectif de maintien d'un taux minimal d'infrastructures écologiques qui devrait être garanti sur les parcelles mises à bail. A cet égard, parmi la liste des clauses autorisées, on trouve (C. rur., art. R.411-9-11-1) :

- « 9° *L'implantation, le maintien et les modalités d'entretien de couverts spécifiques à vocation environnementale ;* »
- « 13° *La création, le maintien et les modalités d'entretien de haies, talus, bosquets, arbres isolés, arbres alignés, bandes tampons le long des cours d'eau ou le long des forêts, mares, fossés, terrasses, murets ;* »

A noter aussi que le fermier qui prend l'initiative d'appliquer « *sur les terres prises à bail des pratiques ayant pour objet la préservation de la ressource en eau, de la biodiversité, des paysages, de la qualité des produits, des sols et de l'air, la prévention des risques naturels et la lutte contre l'érosion* » ne peut subir de ce fait une demande de résiliation du contrat par le bailleur » (C. rur., art. L. 411-27). Autrement dit, le propriétaire ne peut pas reprocher au locataire d'avoir des pratiques agroécologiques, même si cela entraîne une perte de rendement ou de productivité du fonds loué.

Le rôle potentiel du bail rural environnemental comme levier doit toutefois être relativisé. Déjà, il n'existe pas de recensement national de ce type de bail. Il apparaît, cela dit, que l'outil est surtout utilisé par les mouvements associatifs (ex. Conservatoires d'espaces naturels) ou alternatifs (Terres de Lien), et par les collectivités locales. Dans les territoires dépourvus de protection environnementale et qui impliquent des bailleurs privés, on ne trouve quasiment pas de clauses environnementales dans les baux, tout simplement parce que la loi ne le permet guère ; tout juste la loi du 30 octobre 2014 a-t-elle autorisé, dans ce genre de situation, les clauses environnementales en vue de garantir le maintien de pratiques agroécologiques ou d'infrastructures semi-naturelles préexistantes (Grimonprez, 2014).

Les mesures de protection « juridique » des ESN arborés

La protection initiée par le propriétaire des terres

Un certain nombre de dispositifs existent pour protéger les ESN. Aucune étude quantitative, ni recensement, n'existe cependant pour mesurer leur déploiement effectif. On se contentera donc ici d'en dresser une liste non exhaustive.

La protection peut d'abord émaner de la volonté du propriétaire du fonds. Plusieurs mesures existent en ce sens. Premièrement, le propriétaire peut faire la demande auprès du préfet qu'il prononce la protection de boisements linéaires, haies et plantations d'alignement, existants ou à créer (C. rur., art. L. 126-3). En présence d'un bail, cette demande doit être portée conjointement par le preneur et le bailleur. La conséquence de la mesure prise par le préfet est que la destruction des éléments devient soumise à l'autorisation préalable des services de l'État. Ces éléments peuvent bénéficier des aides publiques (hors agriculture) et exonérations fiscales attachées aux bois, forêts et terrains à boiser.

Le mécanisme des obligations réelles environnementales (ORE) est un autre moyen - purement contractuel celui-là - pour un propriétaire de sanctuariser, sur le long terme, les ESN présents sur son terrain (Reboul-Maupin et Grimonprez, 2016 ; Martin, 2008). Selon l'article L. 132-3 du Code de l'environnement (créé par la loi « biodiversité » du 8 août 2016), l'ORE est un contrat par lequel le propriétaire d'un bien immobilier prend à sa charge, ainsi qu'à celle des propriétaires successifs, une obligation à finalité écologique au profit d'une personne morale publique (collectivité) ou privée (association à but environnemental). L'objet du contrat doit forcément être « *le maintien, la conservation, la gestion ou la restauration d'éléments de la biodiversité ou de fonctions écologiques* ». L'intérêt majeur d'une telle obligation réside dans sa pérennité par-delà les changements de propriétaires à la tête du bien. L'obligation se transmet ainsi automatiquement aux différents acquéreurs comme une charge immobilière (servitude), ce qui suppose simplement son inscription au fichier immobilier (D. n° 55-22, 4 janvier 1955, art. 28, 1°).

La protection initiée par les collectivités locales

Les collectivités locales prennent régulièrement l'initiative de protéger les infrastructures semi-naturelles présentes sur leur territoire des futurs aménagements susceptibles d'y porter atteinte. Ce type de classement peut avoir lieu au sein des documents d'urbanisme (type PLU) quand ils existent, ou par une délibération spéciale.

Tout d'abord, le règlement du PLU « peut identifier et localiser les éléments de paysage et délimiter les sites et secteurs à protéger pour des motifs d'ordre écologique, notamment pour la préservation, le maintien ou la remise en état des continuités écologiques et définir, le cas échéant, les prescriptions de nature à assurer leur préservation » (C. urb., art. L. 151-23). Les haies ou les arbres peuvent en faire partie. La conséquence est de soumettre les travaux ayant pour effet de porter atteinte aux éléments protégés à une déclaration préalable (C. urb., art. R. 421-23) ou à un permis (C. urb., art. R. 421-28).

Ensuite, le PLU peut décider de classer les arbres isolés, les haies, les réseaux de haies ou les plantations d'alignements à conserver, protéger ou à créer (C. urb., art. L. 113-1). L'effet de cette mesure est de soumettre toutes les coupes et tous les abattages d'arbres dans les espaces boisés classés à déclaration préalable (C. urb., art. L. 421-23). Les travaux illicites peuvent entraîner l'obligation de rétablir les lieux tels qu'ils étaient (C. urb., art. R. 113-2).

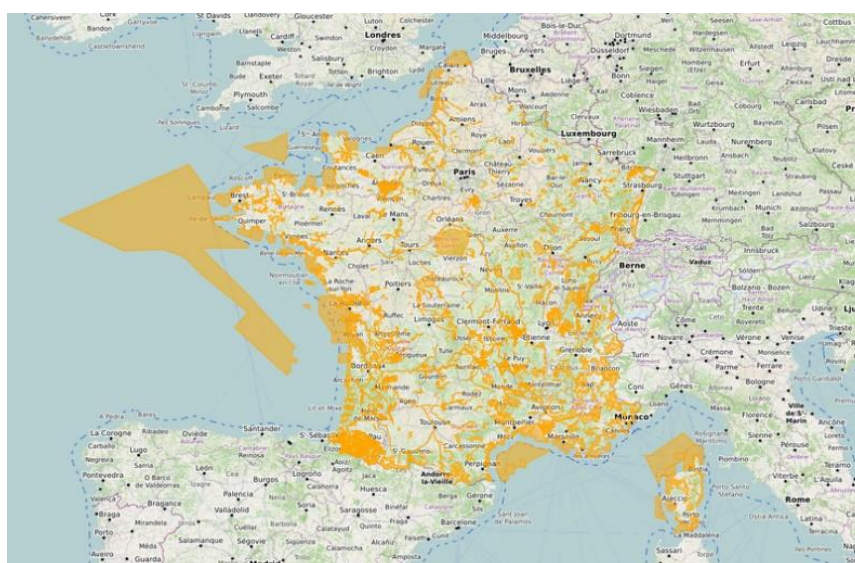
En l'absence de document d'urbanisme, il est aussi possible pour le conseil municipal d'identifier et de localiser des éléments présentant un intérêt patrimonial, paysager ou écologique pour définir des mesures de nature à assurer leur protection (C. urb., art. L. 111-22). Les règles sont alors les mêmes que celles précédemment exposées (C. urb., art. R. 421-23).

La protection initiée par l'Etat

Enfin, certains ESN arborés font l'objet de mesures de protection réglementaire prises par l'État en raison des qualités du site où elles sont présentes. Les dispositifs de zonages environnementaux concernés sont potentiellement nombreux. Certaines zones protégées, couvrant des espaces naturels importants, incluent la plupart du temps des ESN (ex. parcs nationaux, réserves naturelles, sites classés, zones humides...).

A titre d'illustration, dans les zones faisant partie du **réseau européen Natura 2000** issu des *Directives européennes* « Oiseaux » et « Habitats » (voir Figure 6-4), une évaluation spéciale des incidences des projets est prévue pour s'assurer de leur compatibilité avec les objectifs de conservation du site (Prieur, 2016).

Figure 6-4. Carte des zonages Natura 2000 en France métropolitaine



Source : Data Gouv⁴⁰

⁴⁰ <https://www.data.gouv.fr/fr/reuses/zones-natura-2000-en-france-metropolitaine/>

A ce titre, plusieurs opérations concernant les ESN arborés sont listées au niveau national pour être soumises à autorisation des services de l'État et à la procédure d'évaluation d'incidences (C. env., art. L. 414-4, IV et R. 414-27, 25° et 29°). Il s'agit :

- du défrichement dans un massif boisé au-delà d'une certaine superficie ;
- de l'arrachage des haies.

On peut encore évoquer les **zones de protection des aires d'alimentation des captages d'eau potable**. Le préfet, en fonction de l'état de la ressource, peut décider d'y appliquer le régime des « zones soumises à des contraintes environnementales » (C. rur., art. R. 114-1), lesquelles sont assorties de programmes d'actions. Parmi ces mesures, certaines ont directement trait aux ESN : par exemple, l'action mentionnée au 5° de l'article R. 114-6 du Code rural : « *Maintien ou création de haies, talus, murets, fossés d'infiltration et aménagements ralentissant ou déviant l'écoulement des eaux* ». A noter que ces programmes initialement engagés de façon volontaire, peuvent être rendus obligatoires au bout de trois ans par décision du préfet (C. rur., art. R. 114-8).

On citera encore deux autres dispositifs spatiaux, aux périmètres plus ciblés. Il s'agit d'abord des **arrêtés de protection de biotope** pris par le préfet (liste consultable auprès des directions départementales des territoires et sur le site gouvernemental Géoportail). Par ce moyen, le représentant de l'État peut interdire « *les actions pouvant porter atteinte d'une manière indistincte à l'équilibre biologique ou à la fonctionnalité des milieux et notamment l'écobuage, le brûlage des chaumes, le brûlage ou le broyage des végétaux sur pied, la destruction des talus et des haies, l'épandage de produits antiparasitaires.* » (C. env., art. R. 411-17).

Ce sont ensuite les **zones prioritaires pour la biodiversité** pouvant être délimitées par le préfet (C. env., art. L. 411-2). Y sont appliqués des programmes d'actions établis afin de maintenir ou de restaurer l'habitat d'une espèce protégée lorsque l'évolution de cet habitat est de nature à compromettre le maintien dans un état de conservation favorable d'une population de cette espèce. Certaines des actions préconisées au titre des pratiques agricoles concernent le « *maintien ou création de haies ou d'autres éléments du paysage, de fossés d'infiltration et aménagements ralentissant ou déviant l'écoulement des eaux* », ou encore la « *restauration ou entretien d'un couvert végétal spécifique* » ou « *la restauration ou entretien de mares, plans d'eau ou zones humides* » (C. env., art. R. 411-17-5). Au regard des résultats de la mise en œuvre du programme, le préfet pourra rendre obligatoires certaines des actions au terme d'un délai de cinq ans, réduit jusqu'à trois ans en fonction de l'état de l'habitat de l'espèce protégée (C. env., art. R. 411-17-6).

Dans un registre un peu différent, l'instauration de **zones de non-traitement** (ZNT) avec des pesticides à proximité des personnes vulnérables et des riverains est un facteur qui pourrait favoriser l'installation d'éléments semi-naturels de protection contre la dérive des pesticides. La loi « Egalim » n° 2018-938 du 30 octobre 2018 a en effet imposé que l'utilisation des pesticides près des habitations soit subordonnée à la mise en place de mesures de protection, compte tenu du contexte pédoclimatique, topographique, environnemental ou sanitaire local, des matériels et des techniques utilisés. Par la suite, un décret et un arrêté du 27 décembre 2019 ont prévu des distances spécifiques entre les lieux traités et les terrains habités. La taille des zones tampons varie en fonction d'une distinction faite entre deux types de pesticides. Pour ceux classés parmi les perturbateurs endocriniens ou présentant des mentions de dangers particulièrement graves (mort, cancer, risque pour la fertilité et/ou le fœtus, ou pouvant induire des anomalies génétiques), une distance irréductible de 20 mètres est instituée par rapport aux « zones attenantes aux bâtiments habités et aux parties non bâties à usage d'agrément contiguës à ces bâtiments » (C. rur., art. L. 253-8, III). Pour les autres pesticides de synthèse, les mesures d'éloignement sont normalement de 10 mètres pour les « cultures hautes » : l'arboriculture, la vigne, les petits fruits et cultures ornementales d'au moins 50 cm, les bananiers et le houblon ; elles sont de 5 mètres pour les « cultures basses » (céréales) et autres types d'utilisations (agricoles ou non).

Ces règles ont été complétées par un certain nombre de chartes d'engagement départementales validées par le préfet après consultation des riverains ou de leurs représentants (C. rur., art. L. 253-8). Le problème est que ces chartes, très controversées, peuvent prévoir une réduction des distances en cas d'utilisation de techniques ou de matériels spécifiques de réduction de la dérive, mesure qui, dans les faits, va contre la création de nouvelles infrastructures en bordure de champs. Toutefois les chartes départementales sont potentiellement des outils qui permettraient de développer les ESN dans les zones tampons.

6.3.3. L'agroforesterie

Dans une perspective large, l'agroforesterie correspond à un mode de production agroécologique associant sur une même parcelle des plantations ligneuses (notamment pour l'exploitation du bois et/ou des fruits) à des cultures agricoles et/ou à de l'élevage. Dans la littérature consultée, on constate que les auteurs peuvent avoir de l'agroforesterie une conception très large (voir section 3.3.2.5, Chapitre 3), qui inclut les plantations de bord de champ comme les haies (placées dans ce Chapitre en section 6.3.2), les plantations d'arbres isolées ou en ligne à l'intérieur d'une parcelle agricole, et dans certains cas aussi, les couverts d'interculture de taillis à courte rotation (de type saule) destinées à produire de la biomasse pour les besoins d'énergie principalement.

Le Journal officiel de la République Française (n° 0190, 19 août 2015), en ce qui concerne le vocabulaire agricole, définit l'agroforesterie comme un « *mode de production agricole associant sur une même parcelle des plantations d'arbres à d'autres cultures, dans la perspective d'effets bénéfiques réciproques* ». On notera juste que cette définition n'englobe pas les modes de production associant l'arbre et l'animal, ce qu'on désigne aussi par l'expression de « sylvo-pastoralisme ».

En 2015, le ministre de l'agriculture, Stéphane Le Foll, lançait un plan national de développement de l'agroforesterie sur la période 2015-2020 avec l'ambition de « *Développer et gérer durablement l'agroforesterie sous toutes ses formes et sur tout le territoire français, un des leviers du projet agroécologique pour la France* » (sans qu'aucun chiffre ne soit avancé). Pour autant, malgré ce plan, celle-ci demeure insuffisamment connue sur les plans technique et économique, et mal cernée sur le plan juridique, ce qui est source de nombreuses entraves (APCA, 2010). Après avoir identifié les points de blocage, on s'intéressera aux potentiels leviers à mobiliser pour développer l'agroforesterie.

6.3.3.1 Les verrous au déploiement de l'agroforesterie

Aspects sociotechniques et économiques

Les articles recensant les freins sociotechniques et économiques au déploiement de l'agroforesterie en France et en Europe sont peu nombreux⁴¹. On trouve quelques publications associées au travail accompli par les associations défendant le développement de l'agroforesterie. Elles insistent bien sûr sur l'emprise foncière des arbres, qui réduisent la surface cultivable et, donc, sur la perception par les agriculteurs d'une perte d'espace productif, mais elles soulignent aussi la complexification de l'itinéraire technique, qui exige de nouveaux apprentissages (Liagre *et al.*, 2005 ; Nerlich *et al.*, 2013), et le manque de référentiels technico-économiques, qui ne permettent pas de donner des repères à l'agriculteur qui souhaite « se lancer » (Smith *et al.*, 2012 ; CGAAER, 2015).

Sur le plan économique, il faut souligner le risque de perte de rendement des couverts d'interculture, notamment lorsque les arbres deviennent grands (voir Mary *et al.* (1999), sur l'exemple de l'agroforesterie incluant des noyers en Dauphiné), même s'il est souvent mentionné l'amélioration de la fertilité des sols et la réduction du coût des intrants. L'incertitude de long-terme sur la valorisation du bois, et plus globalement la méconnaissance des marchés et des filières du bois, accentuent le risque perçu (Pattanayak *et al.*, 2003) et donc la méfiance des agriculteurs. Enfin, et cet obstacle est aussi mis en avant par Brodt *et al.* (2020) dans une étude de la transition des systèmes intensifs californiens vers l'agroforesterie, les exploitants se montrent réticents à faire de lourds investissements (plantation, achat d'équipement nouveau, apprentissage) pour un retour sur investissement non garanti, et qui ne se manifeste qu'à long terme, souvent après plusieurs années, voire dizaines d'années.

⁴¹ Une synthèse assez complète des différentes pratiques et des impacts de l'agroforesterie est faite par Muschler (2016). Les performances économiques sont néanmoins assez peu présentées et les freins et leviers ne sont pas traités. Alam *et al.* (2014) font une évaluation économique complète des différents services écosystémiques rendus par une pratique d'agroforesterie basée sur des couverts d'interculture dans le sud du Québec (voir Chapitre 5). George et Brennan (2002) présentent les résultats d'une expérimentation sur la problématique du contrôle des adventices en production d'**Eucalyptus en Australie**. Deux des pratiques considérées s'appuient sur l'usage d'un couvert végétal entre les arbres. Les auteurs montrent que cette pratique est moins efficace en termes de maîtrise des adventices et moins performante économiquement en comparaison d'un usage d'herbicides.

Une insécurité juridique encore importante

L'agroforesterie : un objet juridique mal identifié

Bien que le terme soit parfois mentionné (ex. C. rur., art. R. 411-9-11-1), l'agroforesterie n'est dotée d'aucune définition juridique, ni de règles appropriées. Il en ressort, en pratique, une insécurité de la situation des exploitants agroforestiers (Gadbin, 2016).

La première particularité de l'agroforesterie est qu'elle est un mode de production qui associe a priori une activité non-agricole (l'exploitation d'arbres) et une activité agricole (culture végétale et/ou animale). Face à ce diagnostic, deux traitements de la situation sont concevables. Soit on considère l'agroforesterie comme la cohabitation de deux activités indépendantes, chacune dotée d'un régime juridique distinct. Soit on considère l'agroforesterie comme un mode particulier de production, associant deux activités interdépendantes, considérées dans un régime juridique unique.

Retenir la coexistence d'activités distinctes est source de difficultés et paraît artificiel : pratiquement, comment séparer les règles pour des biens et des usages qui sont complètement entremêlés ? De plus, les outils juridiques agricoles et forestiers s'excluent souvent l'un l'autre. Par exemple, la plupart des sociétés à objet agricole (GAEC, EARL, GFA) sont incompatibles avec une activité forestière. Dans les faits, les structures agroforestières sont à prépondérance agricole et correspondent mieux à ce régime. L'exploitation agroforestière a le plus souvent comme support des parcelles initialement agricoles, sur lesquelles des éléments arborés ont été implantés ou conservés en vue de leur association. En pratique, il est rare qu'un système agroforestier mette en valeur une forêt ou un bois à proprement parler (Liagre *et al.*, 2012).

Aussi, l'autre option est de considérer l'agroforesterie comme un mode d'exploitation agricole particulier que l'on qualifie de façon unique sur le plan du droit. L'inconvénient est cependant qu'il n'existe aucune base légale aujourd'hui pour l'affirmer (v. C. rur., art. L. 311-1). On observe seulement que l'agroforesterie peut faire l'objet d'une clause environnementale dans un bail rural soumis au statut du fermage (*cf. supra*), ce qui induit qu'il s'agit d'une pratique agricole. Notons également que, dans ses mesures de verdissement, la PAC actuelle considère les parcelles plantées en agroforesterie comme des parcelles agricoles assimilables à des SIE, et donc admissibles, sous certaines conditions, aux aides européennes (*cf. infra*).

L'inadaptation du régime du bail rural

La majorité des exploitations agricoles prend support sur des fonds loués relevant du statut du fermage, et les exploitations agroforestières ne dérogent pas à la règle (Actéon-Environnement, 2021). Il est donc important que les conditions de la convention de jouissance soient également adaptées aux mécanismes agroforestiers pour ne pas constituer un frein à l'exploitation.

Pour les parcelles déjà plantées, les arbres peuvent être perçus de façon négative par certains exploitants qui souhaitent reprendre leur jouissance (perte de surface agricole utile, ombrage, entretien des végétaux...). C'est un point qui peut nuire à la transmissibilité des exploitations agroforestières. Pour pallier cet inconvénient, il est possible dans certains cas d'obtenir une diminution du prix du fermage. Une circulaire du 6 juin 2010 du Ministère de l'Agriculture invitait le préfet à prendre un arrêté particulier, déterminant une fourchette spécifique aux parcelles agroforestières, afin de « tenir compte de la gêne occasionnée par les arbres ». La préconisation ne s'est pas concrétisée dans les arrêtés départementaux. Il faut sinon opter pour la rédaction d'une clause environnementale dans le bail, laquelle autorise de baisser le loyer en dessous des montants minimums en principe requis. A noter aussi que le statut du fermage ne prévoit pas la possibilité de fixer un loyer dont le montant est évolutif (bas initialement, puis plus élevé), car le prix du fermage doit être fixé en fonction de l'état et de la qualité du fonds loué au moment de la conclusion du bail (C. rur., art. L. 411-11).

Le développement d'une activité agroforestière en cours de bail peut se heurter à certains obstacles. Ceux-ci sont en grande partie commun avec ceux qui entravent l'installation d'ESN (*cf. section 6.3.2.6*). On en rappellera la teneur en insistant sur le fait qu'en agroforesterie les arbres constituent des éléments productifs à part entière. Une première étape de leur implantation est l'autorisation du bailleur de modifier la consistance physique du fonds loué. Toute plantation réalisée en l'absence d'autorisation préalable prive le preneur de sa créance d'indemnisation, c'est-à-dire de son droit à être compensé financièrement pour les investissements qu'il a réalisés ; le bailleur peut aussi demander la suppression des arbres installés sans son assentiment. L'accord peut être donné au moment de la conclusion du bail, par une clause spécifique qui en prévoit les modalités. A défaut, le preneur doit solliciter l'autorisation expresse du bailleur au moment où il compte mettre en œuvre

son projet (C. rur., art. L. 411-73). Sans autorisation ou réponse du bailleur dans les 2 mois, le preneur peut saisir le tribunal paritaire des baux ruraux qui lui donne, ou pas, l'autorisation pour effectuer les plantations.

Une autre difficulté porte sur la gestion et l'entretien des plantations en cours de location, sujet d'une acuité particulière pour l'agroforesterie intra-parcellaire. La réponse est liée au fait de savoir qui est propriétaire des arbres installés sur les parcelles. Si les plantations étaient présentes avant la conclusion du bail, elles appartiennent au bailleur. Alors l'obligation d'assurer la **permanence** et la **qualité** des arbres lui incombe (C. civ., art. 1719, 4°) : on parle ici des travaux de structures consistant à remplacer les plants malades ou manquants. En revanche, tout ce qui relève de l'**entretien courant** des ligneux est à la charge du locataire (C. rur., art. L. 415-4). Cette distinction entre gros travaux et menu entretien peut s'avérer délicate en pratique, notamment en ce qui concerne les coupes de bois.

En l'absence de disposition spécifique dans le statut du fermage, il convient que les parties organisent conventionnellement le régime d'exploitation des plantations antérieures à l'arrivée du preneur. Si elles peuvent utilement s'inspirer du régime de l'usufruit, les parties doivent toutefois garder à l'esprit que les plantations visées appartiennent au bailleur. Leur exploitation par le preneur, à défaut de précision dans le contrat, risque d'être considérée comme une dégradation du fonds loué.

Dans le cas où l'exploitant plante les arbres en cours de bail, la jurisprudence considère qu'il en est propriétaire temporairement jusqu'à la fin du bail en cours et que le bailleur accède à la propriété des plantations lors du renouvellement. Cette solution s'impose aux parties sauf si elles prévoient entre elles une convention contraire. Les conséquences de ces règles sont économiquement importantes. Du fait que le preneur bénéficie d'un droit de propriété sur les arbres pendant le cours du bail, il dispose, comme bon lui semble, des plantations qu'il a effectuées (coupes et suppression possibles). Cela signifie aussi qu'il assume seul et entièrement l'entretien et toutes les autres charges pouvant affecter ces plantations (assurance, risques de détérioration, maladies, sécheresse...).

Enfin, dès lors que les plantations effectuées par le preneur sont considérées comme des améliorations du fonds loué, il peut prétendre à une indemnisation. Cette indemnité due au preneur sortant en fin de bail selon les modalités vues précédemment. Les règles (qui sont impératives) ne permettent toutefois pas, à l'heure actuelle, de valoriser le réel apport des plantations agroforestières sur le sol loué, au-delà des dépenses engagées par le preneur pour les mettre en œuvre. En effet, le calcul de l'indemnité du preneur sortant, tel que prévu par les textes en vigueur, ne tient pas compte des possibles plus-values apportées sur le fonds par la mise en œuvre d'un système agroforestier : meilleure rentabilité, enrichissement des sols, accroissement de la qualité des produits. Il faudrait modifier la loi pour intégrer ces paramètres dans le montant de l'indemnité.

Absence de plan de gestion durable des éléments ligneux

Le principe de gestion durable ne régissant que les bois et forêts, il ne vaut pas pour l'agroforesterie. Aussi le Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux (CGAAER) a-t-il proposé de consacrer un dispositif similaire pour l'agroforesterie bocagère (CGAAER, 2015).

Cette potentielle extension du régime de gestion durable des forêts privées aux parcelles agroforestières serait un moyen d'accompagner les agroforestiers dans leur exploitation. Le cumul de cultures végétales (ou d'activité d'élevage) et d'arbres propres à l'agroforesterie amène son lot de difficultés techniques, pouvant constituer un frein à son développement. Ainsi, la mise en place d'une planification et d'un accompagnement par les organismes compétents de l'exploitation afférente à l'arbre consoliderait sans doute certaines démarches entreprises par des agriculteurs pour qui la gestion et l'exploitation du bois sont une nouveauté dans leur métier. D'autre part, un plan de gestion durable renforcerait les relations contractuelles entre propriétaire et fermier, garantissant au premier que les arbres garnissant son fonds ne soient pas surexploités (coupes trop fréquentes, trop rases) par le second. Bien qu'il reste possible de prévoir conventionnellement, au sein du bail, la conduite de l'exploitation des arbres du fonds loué, l'élaboration d'un « plan de gestion durable » généraliserait la prévention, même pour les parties qui n'y sont pas sensibilisées au moment de rédiger le bail.

Bilan du développement de l'agroforesterie en France

Selon l'analyse de la base de données EUROSTAT LUCAS sur l'utilisation et l'occupation des sols en Europe, il y avait en 2017 une surface agroforestière totale de 15,4 Mha pour les 27 pays de l'UE (projet européen AGFORWARD - AGroFORestry that Will Advance Rural Development, 2014-2017). Les types d'agroforesterie associés à l'élevage sont les plus répandus (15,1 Mha), loin devant ceux en lien avec les cultures végétales (358 000 ha). La France comptabilise pour sa part 1,6 Mha. Rapportée à la surface agricole du pays, cela correspond

à 5,6 % de la SAU, soit la 11^{ème} position en Europe. Par ailleurs, le plan de développement national de l'agroforesterie 2015-2020 (*op. cit.*), qui ne comportait pas d'objectifs chiffrés, a fait l'objet d'une évaluation en 2021, laquelle pointe des résultats très mitigés (Actéon-Environnement, 2021).

6.3.3.2. Les leviers mobilisables

Les aides publiques, notamment la PAC

Comme indiqué dans le Chapitre 2, la PAC des années 1960 et 1970 a encouragé l'arrachage d'arbres sur les parcelles agricoles, y compris dans des systèmes agroforestiers comme les vergers « Streuobst » (arbres fruitiers plantés de façon irrégulière sur des terres arables ou des pâturages avec une densité de 20 à 100 arbres par hectare) en Allemagne (Herzog, 1998). Plus généralement, les systèmes agroforestiers ont été exclus des aides PAC jusqu'en 2001 (Lawson *et al.*, 2002).

En 2001, des parcelles agricoles plantées d'arbres sont devenues éligibles aux aides PAC, mais seulement dans la mesure où la densité ne dépassait pas 50 arbres par hectare, puis 200 arbres par hectare à partir de 2006 (Liagre *et al.*, 2010). L'Europe n'a ouvert la mesure d'afforestation à la mise en place et à l'entretien de système agroforestiers sur des parcelles agricoles, que lors de la réforme de la programmation 2007-2014 (Council Regulation 1968/2005) et la France ne l'a activée qu'en 2010, avec un co-financement régional seulement, et un succès très limité se traduisant par moins de 1300 ha souscrits en 2015 (CGAAER, 2015).

Depuis la réforme de 2014, les parcelles en agroforesterie sont, de plus, bénéficiaires des droits à paiement direct pour une densité maximale de 100 arbres d'essence forestière/ha sur terres arables, et sans limite pour les arbres d'essence fruitière (règlement 640/2014 art 9). Notons aussi que dans le cadre du verdissement, la plantation d'arbres intra-parcellaires aidée au titre de la mesure « mise en place de systèmes agroforestiers » entraîne le classement total de la parcelle en Surface d'Intérêt Ecologique.

Pour la PAC de 2023, les textes communautaires indiquent que l'agroforesterie peut être éligible aux éco-régimes. Dans le cas de la France, le plan stratégique national mentionne le soutien au développement de l'agroforesterie au titre des objectifs « favoriser le stockage du carbone » et « préserver les sols ». Il propose des aides *via* les mesures d'investissements non productifs et productifs du FEADER (pour financer des chantiers de plantation, reconstitution et d'entretien) mais n'inclut pas l'agroforesterie dans les trois voies des éco-régimes proposées. Le PSN français prévoit aussi d'appuyer des investissements matériels ou immatériels comme de l'animation pour la réalisation d'actions nécessaires à la mise en œuvre de la politique territoriale en faveur du bocage et de l'agroforesterie.

Le rapport du CGAER de 2015 (CGAAER, 2015) propose d'ailleurs, pour renforcer les incitations de la PAC, d'utiliser des outils fiscaux français, par exemple en incluant l'agroforesterie dans les dispositifs de réduction des aléas, ce qui lui permettrait de bénéficier de la déduction pour aléa (DPA)⁴², ou en créant une exonération partielle de la taxe sur le foncier non bâti sur les parcelles agroforestières.

En conclusion, avec ses réformes successives, la PAC a en partie corrigé les incitations à supprimer les arbres dans les parcelles agricoles et a officialisé l'agroforesterie comme une pratique agricole éligible aux aides. Les mesures de soutien à la plantation, qui permettent de prendre en charge jusqu'à 80 % du coût initial, sont une réponse au moins partielle au frein du coût élevé d'investissement initial. Il n'en reste pas moins que l'agroforesterie, malgré le plan annoncé par la France en 2015, reste une pratique encore très peu (re)mobilisée par les agriculteurs. Quels sont donc les autres leviers possibles ?

⁴² La DPA permet à l'exploitant de provisionner des sommes pour faire face à des risques sanitaires ou naturels, et de les déduire des bénéfices imposables. Les plantations agroforestières permettent de réduire certains de ces risques et peuvent donc être considérées comme des dispositifs de diminution des aléas. A ce titre, les plantations en agroforesterie réalisées sur des parcelles exposées à ces risques peuvent être financées par la DPA.

La rémunération des autres services écosystémiques rendus par l'agroforesterie

Alam *et al.* (2014) fournissent une analyse chiffrée des contributions en termes de services écosystémiques (SE) d'un système en agroforesterie (cultures agricoles entre des rangées d'arbres⁴³) au Québec. Ils recensent 10 services écosystémiques, la minéralisation des nutriments, la qualité de l'eau, la qualité des sols, la pollinisation, le contrôle biologique⁴⁴, la qualité de l'air, la protection contre les vents, la fourniture de bois, la production agricole et la régulation du climat. Ils montrent que seulement 30 % de la valeur économique totale⁴⁵ de ces services ont une valeur marchande, ce qui reste insuffisant pour rendre l'agroforesterie attractive auprès des agriculteurs. Les auteurs concluent que les agriculteurs n'adopteront l'agroforesterie que s'ils obtiennent une rémunération pour les services environnementaux qu'ils fournissent *via* l'agroforesterie. La rémunération du carbone séquestré *via* des crédits carbone est une voie à explorer, déjà prometteuse aussi dans le cadre de la labellisation bas carbone en France (voir Encadré 6-3, section 6.3.2.3). Alam *et al.* (2014) suggèrent aussi d'établir des bases de données de référence plus complètes pour évaluer ces SE, de façon à guider les décideurs publics sur les SE qu'il faudrait financer en priorité, et à quelle échelle.

6.3.4. Les prairies permanentes

En France, les prairies permanentes (ou surfaces toujours en herbe – STH) représentent plus de 30 % de la superficie agricole utile nationale. Dominantes dans les paysages agricoles avant la révolution verte liée aux pratiques de polyculture élevage, elles sont en forte régression depuis les années 1960. Les prairies permanentes présentent pourtant un très fort intérêt patrimonial, environnemental et culturel. On n'intègre pas dans la réflexion les parcours et les estives d'altitude puisque ce qui nous intéresse ici est la mosaïque, à l'échelle de l'écosystème agricole (EA), formée par les prairies et les autres cultures. Dans les territoires agricoles de plaine, les prairies sont un élément clé de la transition agroécologique car elles soutiennent une forte biodiversité (auxiliaires des cultures, pollinisateurs) et fournissent des services écosystémiques (régulation des bioagresseurs, pollinisation, stockage de carbone) essentiels à la production agricole.

D'un point de vue réglementaire, c'est le caractère permanent de la prairie qui est reconnu, lequel est lié à la durée d'implantation du couvert sans retournement, à savoir 5 ans ou plus. Une prairie de plus de 5 ans est donc considérée comme permanente et bénéficie de mesures de protection dans le cadre de la PAC (Règl. n° 1307/2013). Il s'agit là d'une appellation purement juridique qui ne recoupe pas forcément les réalités agri-environnementales. Sur le plan écologique, on distingue les prairies semi-naturelles des prairies semées (ou dites artificielles). Les premières sont dénommées ainsi car elles correspondent à un ensemble naturel d'espèces dont l'assemblage dépend des pratiques agricoles et des conditions pédoclimatiques locales. Les prairies semi-naturelles résultent généralement d'un défrichement ancien. Ces prairies peuvent parfois avoir pour origine un semis qui remonte alors à quelques décennies. Elles font l'objet de fauches, de pâtures ou de gestion mixte.

6.3.4.1. Les leviers de la PAC en faveur du maintien des prairies

La PAC s'est préoccupée assez rapidement de la baisse des surfaces en herbe. A partir du début des années 1990, différentes mesures de la PAC ont contribué à la freiner (voir Chapitre 2). La France, en particulier, avait choisi ainsi d'introduire en 1993, dans le cadre du socle agro-environnemental du 2ème pilier de la PAC, un paiement spécifique par hectare de prairies, présenté comme une aide à la multifonctionnalité des élevages extensifs et herbagers en zone de déprise. Cette « prime à l'herbe » était conditionnée à un chargement maximum, des limitations de fertilisation et des obligations d'entretien. Elle a été renommée Prime herbagère agro-environnementale (PHAE) sur la période de programmation 2007-2013, et supprimée en 2014 car jugée par la Commission européenne comme une aide au revenu déguisée. Au-delà de la prime à l'herbe, c'est la

⁴³ *Tree-based intercropping* ou *alley cropping* dans l'article.

⁴⁴ Il s'agit là de la protection contre des oiseaux qui viennent picorer les petits fruits dans des vergers.

⁴⁵ La valeur économique totale d'un bien environnemental correspond à l'évaluation en équivalent monétaire de l'ensemble des services écosystémiques de ce bien. Certains sont valorisés par le marché (et ont donc une valeur marchande), d'autres non.

conditionnalité des aides directes qui a aussi contribué à maintenir les surfaces de pâturage : l'article 6(2) du Règlement du Conseil 73/2009 précisait déjà que les Etats membres doivent s'assurer que les surfaces en prairies permanentes ne diminuent pas. Le critère permanent (plantée depuis plus de 5 ans) est ainsi devenu le critère majeur pour sélectionner les pâturages et les prairies de fauche à préserver.

Les critères de verdissement de la PAC 2014-2021 concernant les prairies permanentes comportent deux aspects.

Le premier aspect porte sur l'obligation de maintenir les prairies permanentes désignées comme sensibles d'un point de vue environnemental (Règl. 1307/2013, art. 45; C. rur., art. D. 615-34). Les prairies sensibles sont les surfaces qui étaient prairie ou pâturage permanent en 2014 et qui sont présentes dans les zones Natura 2000 pour les landes, parcours et estives, ou dans des zones déterminées sur la base de leur richesse en biodiversité au sein des zones Natura 2000, pour les prairies naturelles (les prairies permanentes sensibles sont localisées sur des cartes départementales). Le non-respect de l'obligation de conservation (par la mise en œuvre d'un labour ou d'une conversion de ces surfaces) peut être sanctionné, en plus de la privation du paiement public, par la réimplantation de la prairie détruite. On observera que cette mesure relevant du financement de la PAC est interprétée, en pratique, comme une interdiction pure et simple de détruire une prairie sensible⁴⁶.

Le second aspect concerne le suivi au niveau régional du ratio annuel de surfaces en prairie permanente par rapport à la surface agricole utile (Arr. 17 avr. 2019). Au-delà d'une certaine baisse dans l'année du ratio (fixé à - 2,5 %) dans la région, l'agriculteur peut se voir obligé d'obtenir une autorisation individuelle pour réaliser le retournement. Lorsque la baisse annuelle est encore plus importante (au-delà de - 5 %), le préfet de région notifie aux agriculteurs concernés l'obligation de rétablir une part de leurs terres en prairies. Le déclin des prairies restant modéré, ce dispositif de contrôle a été peu utilisé en France, puisqu'il n'a été mis en place que dans deux régions (Normandie en 2017, Hauts de France en 2017, 2018, 2020, 2021) et ne demeure actuellement plus que dans les Hauts de France (Arr. 28 oct. 2020, NOR : AGRT2023809A ; Arr. 27 oct. 2021, NOR : AGRT2121202A).

Il en ressort que ces mesures sont favorables au maintien des prairies permanentes les plus sensibles d'après les documents de gestion écologique, et empêchent, au niveau territorial, un taux de conversion trop important par année. Pour les prairies permanentes qui ne sont pas classées sensibles, des marges de gestion existent donc pour l'agriculteur, notamment la destruction et l'enherbement d'une surface équivalente.

A noter que ces dispositifs peuvent entraîner des effets pervers. Ainsi, le caractère permanent de la prairie est uniquement conféré par la durée d'implantation du couvert, à savoir 5 ans. Avant ce délai, la protection n'est pas déclenchée, ce qui incite les agriculteurs à détruire la prairie (considérée comme temporaire) avant qu'elle ne devienne permanente. De plus, si la surface agricole utile baisse, le ratio augmente mécaniquement, autorisant plus de retournements.

Comme indiqué dans le Chapitre 2, **la PAC 2023-2027** va intégrer les critères de verdissement dans la conditionnalité renforcée. Ainsi le PSN français inclut la BCAE1 qui retranscrit les règles du ratio régional de prairie permanente dans les obligations à respecter par l'agriculteur pour toucher des aides de la PAC (à noter que le système d'autorisation préalable est déclenché dès une diminution du ratio régional de 2 %, et non plus de 2,5%). La BCAE9 édicte l'interdiction de la conversion et du labour des prairies permanentes désignées comme sensibles en zones N2000, ce qui correspond en 2021 à 1,18 Millions d'ha protégés.

La voie "pratiques" des éco-régimes français propose deux niveaux d'engagement (PSN de décembre 2021) : le maintien d'un ratio de prairies permanentes (> 5 ans) non labourées à hauteur de 80 % pour le régime de base (rémunéré à 60 €/ha de SAU) et de 90 % pour le niveau supérieur (rémunéré à 82 €/ha de SAU).

En conclusion, la PAC a mis en place un arsenal de mesures règlementaires pour maintenir les prairies permanentes existantes, mais sans réellement enrayer les causes profondes qui poussent les exploitants agricoles à retourner les prairies, et sans offrir une politique incitative pour la réimplantation durable de prairies.

⁴⁶ <https://charente.chambre-agriculture.fr/actualites-agenda/detail-de-lactualite/actualites/ai-je-le-droit-de-retourner-une-prairie-permanente/>

6.3.4.2. Les mesures de protection réglementaire des prairies

Relations locatives et règles du fermage

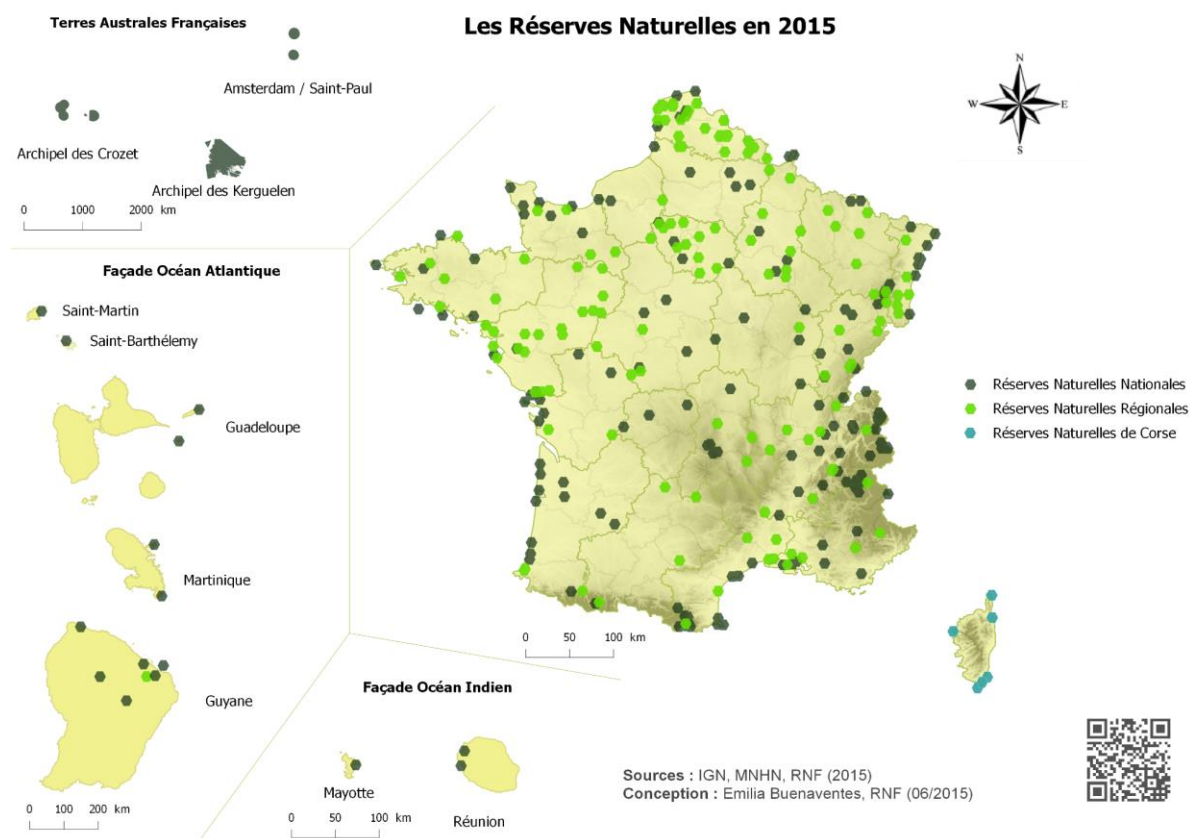
Lorsqu'une parcelle est louée par un bail rural, une clause du contrat, librement insérée par les parties, peut interdire au preneur de labourer les prairies. Cette clause est généralement interprétée comme une clause environnementale. D'ailleurs le Code rural prévoit expressément la possibilité d'introduire dans le bail une clause environnementale pour garantir, sur la ou les parcelles mises à bail, le maintien d'un taux minimal d'infrastructures agroécologiques, dont font partie les prairies permanentes (C. rur., art. L. 411-27 - cf. 3.2.7). De même, selon l'article R. 411-9-11-1 du Code rural, les clauses environnementales peuvent viser « *la création, le maintien et les modalités de gestion des surfaces en herbe* ». Récemment, la jurisprudence a reconnu que l'interdiction du retournement des pâtures pouvait être stipulée en tant que mesure de bonne exploitation du fonds qui fait encourir la résiliation du bail à celui qui la viole (Cass. 3e civ., 19 nov. 2020, n° 19-21.348).

En l'absence de clause particulière, le fermier est autorisé à procéder au retournement de la parcelle en herbe en le justifiant par l'amélioration des conditions de son exploitation. Le bailleur peut cependant s'y opposer, mais en saisissant le tribunal paritaire des baux ruraux, lequel tranchera la question (C. rur., art. L. 411-29). Cette disposition reste favorable à l'exploitant, car la charge d'agir en justice pèse sur le propriétaire qui, la plupart du temps, y est réticent.

Cas des zones protégées au titre de l'environnement

En dehors du dispositif des prairies sensibles au sens de la PAC, d'autres mécanismes réglementaires peuvent faire obstacle à la destruction des surfaces enherbées (indépendamment de leur caractère permanent ou non). On a généralement affaire à des zonages délimités pour des raisons environnementales. Les prairies y sont relativement protégées. On en présentera quelques-uns.

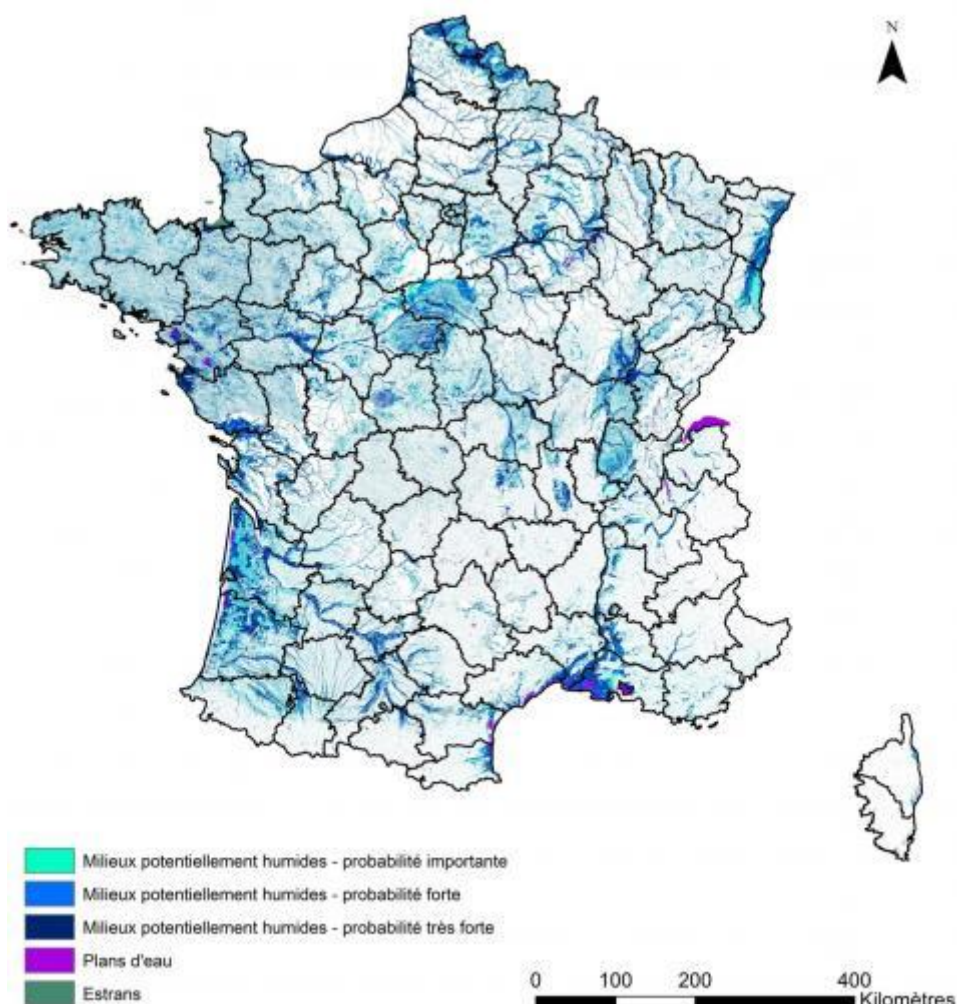
- Zones vulnérables aux nitrates : des programmes d'actions régionaux visant à réduire les taux de nitrates dans l'eau prévoient des mesures particulières concernant la gestion des prairies (C. env., art. R. 211-81-1), en particulier dans « zones d'actions renforcées » qui sont celles les plus touchées par les problèmes de fertilisation azotée (D. n° 2012-676, 7 mai 2012 et Arr. 23 oct. 2013, préc., art. 3). Parmi les 6èmes programmes d'actions, certains proscrirent le retournement de types particuliers de prairies permanentes (ex. PAR Nitrates Normandie, 30 juill. 2018 : interdiction de suppression des prairies permanentes en zone humide et à moins de 35 mètres d'un cours d'eau).
- Zones Natura 2000 (Figure 6-4, dans la section précédente) : « L'évaluation des incidences Natura 2000 » est une analyse des impacts d'un projet d'aménagement, qui permet de s'assurer, en amont des travaux, de leur compatibilité avec les objectifs de conservation du site. A ce titre, le retournement des prairies permanentes ou des landes situées à l'intérieur d'une zone Natura 2000 fait partie des opérations listées au niveau national, qui sont soumises à autorisation des services de l'Etat et à la procédure d'évaluation d'incidences (C. env., art. L. 414-4, IV et R. 414-27, 7°).
- Réserves naturelles (Figure 6-5) : Certaines prairies peuvent appartenir à des territoires classés en réserve naturelle nationale ou régionale pour la conservation de la faune, de la flore, du sol, des eaux et, plus généralement, du milieu naturel présent (C. env. art. L. 332-1 et s.). Les conséquences sont importantes puisque l'acte de classement peut soumettre à un régime particulier (autorisation) et, le cas échéant, interdire à l'intérieur de la réserve toute action susceptible de nuire au développement naturel de la faune et de la flore, au patrimoine géologique et, plus généralement, d'altérer le caractère de ladite réserve. La modification des caractéristiques physiques des lieux est donc sévèrement contrôlée et très exceptionnellement permise (C. env., art. L. 332-3 et L. 332-9).

Figure 6-5. Cartographie des Réserves Naturelles en France en 2015

Source : Réserves Naturelles de France⁴⁷

- Zones humides (Figure 6-6) : Un dernier exemple de protection concerne les prairies permanentes situées dans une zone considérée comme humide (tourbière, marais...). La délimitation de ces zones par le préfet ou par les documents de gestion de l'eau (SDAGE) peut être accompagnée d'un certain nombre de charges pour les occupants, formalisées dans un programme d'actions ou dans des servitudes d'utilité publique. Ainsi, dans les zones humides dites « zones stratégiques pour la gestion de l'eau », le préfet peut obliger les propriétaires et les exploitants à s'abstenir de tout acte de nature à nuire à la conservation de la zone, notamment le drainage, le remblaiement ou le retournement de prairie (C. env., art. L. 211-12, V bis).

⁴⁷ https://www.reserves-naturelles.org/sites/default/files/fichiers/carte_rn_20150611.png

Figure 6-6. Cartographie des zones humides en France métropolitaine

Source : Eau de France⁴⁸

Mesures d'implantation de nouvelles prairies

Des dispositifs réglementaires, peu nombreux, existent enfin pour favoriser l'implantation de nouvelles prairies. C'est le cas des aires d'alimentation des captages d'eau potable. En cas de qualité de l'eau dégradée, les préfets ont le pouvoir de délimiter des zones pour limiter, dans un délai de trois ans, l'usage agricole des terres à une implantation de prairies permanentes extensives ou de cultures ligneuses sans intrants (C. env., art. L. 211-3, II, 7°).

6.3.4.3. Les dispositifs d'incitation par le marché

Comme vu précédemment avec les IAE (section 6.3.2.1), la certification environnementale de niveau 3 (donnant droit à la mention HVE, qui elle-même ouvrira à partir de 2023 à l'écorégime « certification ») est susceptible de favoriser le maintien, voire le développement, au niveau de l'exploitation des prairies permanentes.

Au titre de la première voie de certification (option A), sont pris en compte des indicateurs thématiques composites, dont certains peuvent concerner les prairies. Ainsi l'indicateur relatif au nombre d'espèces

⁴⁸ <http://www.zones-humides.org/les-pr%C3%A9localisations-et-inventaires-de-milieux-humides>

végétales cultivées, comptabilise les prairies permanentes (v. document guide : Min. agr. Plan de contrôle, voie A, item 4.3), de même que l'indicateur de la part de surface non-traitée (item 5.1). La seconde voie (option B) fonctionne à partir de deux types d'indicateurs globaux, dont l'un vise directement la part de la SAU de l'exploitation couverte en prairies permanentes de plus de 5 ans (laquelle doit atteindre 50 % : Min. Agr. Plan de contrôle, voie B, item 4.1; l'autre porte sur la part des intrants dans le chiffre d'affaire de l'exploitation). On peut donc considérer, au regard de ces critères, que l'agriculteur est incité à développer des prairies permanentes sur son exploitation pour obtenir ou conserver la mention de haute valeur environnementale lui permettant de mieux valoriser sa production.

On peut aussi noter le label bas-carbone, déjà mentionné pour les haies (Encadré 6-3), et qui peut favoriser l'implantation de prairies permanentes par la rémunération des crédits carbone générés par la séquestration durable du carbone dans les sols de prairies, et par les changements de pratique d'alimentation des troupeaux, aussi susceptibles de réduire les émissions de gaz à effet de serre.

6.3.5. Conclusion

Par-delà la diversité des types d'éléments semi-naturels (ESN), les déterminants de leur conservation ou de leur implantation présentent des caractéristiques communes ici rassemblées et structurées en fonction du niveau de décision auquel on se situe. Les grands types de freins/leviers au déploiement de stratégies de protection des cultures s'appuyant sur la diversité des ESN situés dans les parcelles et les paysages agricoles sont résumés dans le tableau 6-8.

6.3.5.1. Verrous/leviers au niveau de l'exploitation

Les principaux freins rencontrés pour ce type de diversification se rencontrent à l'échelle des agriculteurs, dans la mesure où il leur revient de décider de l'implantation de ces éléments sur les parcelles qui leur appartiennent. De manière générale, le manque d'engagement des producteurs pour le développement de nouvelles infrastructures tient à trois facteurs :

- économique d'abord, avec la perte de surfaces directement productives, le coût de l'investissement qui n'est pas toujours intégralement pris en charge ou subventionné, le coût et l'accès à l'équipement nécessaire à leur entretien, le temps de retour sur investissement généralement très long et surtout incertain ;
- cognitif ensuite, avec un manque de connaissance des pratiques (agroforesterie), un manque de maîtrise et de compréhension des services écosystémiques rendus par les ESN, ainsi que du cadre réglementaire applicable à la gestion de ces éléments ;
- culturel et comportemental enfin, avec une norme sociale rurale attachée à la fonction productrice de l'agriculteur qui explique la forte réticence à planter sur des terres arables des éléments dits « non productifs » ; s'y ajoute le besoin d'afficher, vis-à-vis de ses pairs, des parcelles agricoles « propres », à la composition homogène, signes d'un bon professionnalisme. Cette perception négative est aussi alimentée par l'idée que les espaces semi-naturels sont de potentiels réservoirs/refuges de bioagresseurs.

6.3.5.2. Verrous/leviers contextuels

Aspects juridiques

Parmi les obstacles identifiés au déploiement des éléments semi-naturels, beaucoup tiennent à une réglementation inadaptée ou qui tient insuffisamment compte de leur importance. S'agissant d'éléments physiques implantés dans le paysage, et la plupart du temps sur des espaces privés, ils se heurtent à un droit foncier rural rigide. Le statut du fermage organisant les relations bailleurs-preneurs, et qui s'applique sur 70 % de la surface agricole utile française, ne facilite pas la mise en place de ces infrastructures car nécessite une coopération des deux parties au contrat de bail. L'implantation des ESN en bord de champs est également susceptible de générer

des problèmes de voisinage récurrents en milieu rural. De même que les distances d'implantation, notamment par rapport au fonds voisin, nécessitent d'empiéter encore plus sur l'espace productif.

On observe également des approches imparfaites de certains ESN dans la législation. Les prairies permanentes, par exemple, ne sont définies que par leur ancienneté, sans prise en compte de leurs qualités intrinsèques et des modes de gestion qui leur sont applicables ; un critère unique de durée d'implantation qui peut avoir comme effet pervers d'amener les producteurs à détruire une surface enherbée avant qu'elle ne bascule dans la catégorie des prairies permanentes.

Quant aux infrastructures associées à des pratiques agricoles nouvelles, comme c'est le cas de l'agroforesterie, leur statut est mal cerné sur le plan juridique en raison de la nature hybride de l'activité exercée sur les parcelles. S'ensuit un manque de définition claire des règles qui s'appliquent à ce genre de situation. La création d'un véritable cadre normatif pour l'agroforesterie serait de nature à lever ces freins.

Aspects « politiques publiques »

Les politiques publiques, à travers les différents instruments réglementaires ou économiques qu'elles mettent en place, ont un rôle majeur à jouer s'agissant du développement des ESN. Après une période orientée vers le productivisme ayant conduit à la destruction de ces éléments, les politiques environnementales et agricoles, en particulier européennes (PAC, directive « nitrates », directives « habitats » et « oiseaux », etc.), ont cherché à favoriser leur conservation, puis leur restauration. De là vient que les infrastructures semi-naturelles sont au cœur d'un nombre important de dispositifs de soutiens publics (BCAE, paiement vert, MAE, éco-régime...). Dans le cas de l'agroforesterie, la PAC a en partie corrigé les incitations à supprimer les arbres dans les parcelles agricoles et a officialisé l'agroforesterie comme une pratique agricole éligible aux aides. Les mesures de soutien à la plantation, qui permettent de prendre en charge jusqu'à 80 % du coût initial, sont une réponse au moins partielle au frein du coût élevé d'investissement initial. Il n'en reste pas moins que l'agroforesterie, malgré le plan annoncé par la France en 2015, reste une pratique encore très peu (re)mobilisée par les agriculteurs.

Il ressort globalement des mesures adoptées qu'elles se concentrent sur le maintien de l'existant, et apparaissent, de ce point de vue, relativement efficaces. Qu'ils prennent la forme de conditions de versement des aides économiques ou de mesures plus réglementaires, les leviers qui existent en faveur des ESN sont surtout d'ordre défensifs, pour éviter leur destruction ou leur dégradation. On constate aussi que les mesures protectrices sont essentiellement mises en œuvre dans des zones protégées au plan écologique, là où ces éléments sont déjà présents en nombre (ex. protection des prairies les plus sensibles écologiquement). Les territoires « ordinaires », ne bénéficiant pas de régimes de sauvegarde spécifique, sont relativement peu concernés. Pour les prairies par exemple, les textes posent des règles en termes de ratio par rapport à la SAU globale, avec des possibilités de destruction et d'enherbement d'une surface équivalente au niveau régional. Des restrictions n'interviennent donc que si des effets globaux négatifs sont identifiés.

Les politiques publiques s'avèrent en revanche peu ambitieuses sur le volet « transition » et installation de nouveaux éléments semi-naturels au sein des exploitations ou des paysages. Déjà, l'absence de définition claire de ces éléments dans la PAC a favorisé les stratégies de contournement par certains Etats-membres ayant opté pour des pratiques agricoles moins contraignantes pour les producteurs. De manière générale, la diversification par les ESN est, dans les politiques agricoles, une voie parmi d'autres pour la transition agroécologique ; elle ne bénéficie pas de mesures de soutien plus importantes. Même s'il est en augmentation, notamment à l'initiative des collectivités locales (régions), le financement des projets d'implantation d'ESN apparaît insuffisamment incitatif, mais aussi éparpillé entre des mesures multiples. Les aides, pour servir de véritable moteur, ne sont pas à un niveau tel qu'elles peuvent compenser la complexité de la mise en œuvre de certaines pratiques, comme l'agroforesterie ou la gestion des prairies.

Enfin, le levier des dispositifs de valorisation des ESN par le marché est manifestement trop faible. L'obtention d'une rémunération supplémentaire par la voie de paiements pour services environnementaux n'est actuellement pas garantie pour ceux qui s'engagent dans cette voie. Les instruments mis en place sont peu nombreux et trop récents pour attirer massivement les acteurs. Si certains dispositifs de certification, comme le label « HVE » tiennent compte de la présence des ESN sur les exploitations, ils le font de manière très souple et surtout n'en font pas le critère principal. La certification la plus pertinente pour les ESN paraît celle associée au stockage du carbone (label « bas carbone »). Celle-ci demeure cependant largement inachevée et doit être appropriée par les acteurs pour conduire à un véritable financement de ce mode de diversification.

Tableau 6-8. Récapitulatif des types de freins/leviers au déploiement de stratégies de protection des cultures s'appuyant sur la diversité des ESN situés dans les parcelles et les paysages agricoles

Type de frein / levier du déploiement	Coûts/bénéfices économiques	Culturels / comportementaux / identité professionnelle	Juridiques	Politiques publiques
Type de diversification				
ESN de bords de champs	<ul style="list-style-type: none"> - perte de surfaces productives - coût de l'investissement - coût et accès à l'équipement - temps de retour sur investissement très long et incertain 	<ul style="list-style-type: none"> - norme sociale liée à la fonction productrice de l'agriculteur - image professionnelle des parcelles « propres » 	<ul style="list-style-type: none"> - complexité de la mise en place dans les relations de fermage : autorisation du propriétaire ; indemnisation en fin de bail; charges d'entretien - relations de voisinage : distances d'implantation, nuisance, charges d'entretien - mesures de protection forte des ESN surtout dans les zones déjà sauvegardées au plan environnemental 	<ul style="list-style-type: none"> - dispositifs en faveur de leur maintien relativement efficaces - dispositifs (notamment financiers) pour leur extension trop faibles et peu incitatifs - Mécanismes de valorisation des ESN récents et peu efficaces
Agroforesterie	<ul style="list-style-type: none"> - perte de rendement après l'installation des arbres - coût des investissements - effets agronomiques (tels que gains de rendements) surtout à long terme et difficilement quantifiables 	<ul style="list-style-type: none"> - manque d'habitude d'associer des pratiques et des activités de nature différente - perception de systèmes culturels moins rentables 	<ul style="list-style-type: none"> - absence de définition juridique de l'agroforesterie - inadaptation du régime des baux ruraux : autorisation du propriétaire, charges d'entretien, indemnisation des plantations 	<ul style="list-style-type: none"> - reconnaissance de l'agroforesterie par la PAC; mais soutien financier public à l'agroforesterie comparable aux autres pratiques alors que coûts d'investissement plus lourds - Mécanismes de valorisation récents et peu efficaces
Prairies permanentes	<ul style="list-style-type: none"> - rentabilité moindre des activités d'élevage extensifs - développement du retournement des prairies lié à la spécialisation des bassins agricoles 	<ul style="list-style-type: none"> - organisation et pénibilité du travail dans le cadre de l'élevage 	<ul style="list-style-type: none"> - protection réelle des prairies dans les zones sensibles - relative liberté de gestion des prairies par l'exploitant dans les zones qui ne sont pas classées sensibles 	<ul style="list-style-type: none"> - des prairies qui entrent dans le cadre de la politique européenne de verdissement de la PAC (ex. paiement vert, éco-régimes); mais mesures financières d'implantation de nouvelles surfaces en prairies peu incitatives (ex. MAEC) - pas de mécanisme de valorisation par le marché suffisamment identifié et efficace

6.4. La coordination de la diversification végétale à l'échelle des paysages

Coordination : Mourad Hannachi

Contribution : Pierre Courtois, Valérie Angeon, Aude Vialatte, David Bohan

6.4.1. Introduction

Dans cette section nous faisons état de la bibliographie sur les stratégies de protection des cultures par diversification des couverts végétaux **basées sur des solutions territoriales et une gestion du paysage**. Par « solutions territoriales » nous entendons des actions impliquant des structurations spatiales et ou temporelles des paysages (exemples : coordination d'agriculteurs ou multi-acteurs pour gérer une hétérogénéité spatiale des cultures), mais aussi des dynamiques socio-économiques locales dans les territoires (exemple : effets de réseaux d'acteurs de proximité pour préserver ou induire de la diversification).

Ces deux points sont liés mais sont souvent traités dans la littérature de manière séparée. Le terme « paysage » (en anglais « landscape ») est souvent utilisé par les sciences de la nature et en modélisation suivant une conception qui renvoie aux structurations spatiales et / ou temporelles des aires de production agricoles alors que le terme « territoire » est plus souvent utilisé en sciences humaines et sociales *via* une conception qui renvoie à trois dimensions (physique, relationnelle, idéale) et à un espace approprié.

Dans cette section afin de mieux relier toutes ces conceptions nous avons choisi d'être inclusifs pour ces deux termes et de les utiliser indifféremment pour mieux appréhender le corpus de manière interdisciplinaire. Les deux termes ont été utilisés pour collecter la bibliographie (cf. Annexe) et dans la rédaction de cette analyse du corpus nous considérons qu'un paysage est un territoire et qu'un territoire est un paysage.

Les interrogations des bases de données bibliographiques ont permis d'identifier 65 références potentiellement pertinentes pour la présente section, examinées et triées de sorte à ne retenir que celles présentant au moins 2 des 3 caractéristiques suivantes :

- instruire des questions de diversification végétale
- instruire des questions de santé des plantes
- parler d'échelles territoriales ou paysagères, ou de mise en place de solutions territoriales.

Seuls 22 articles ont été retenus à l'issue de ce tri. Ces articles portent sur des contextes biogéographiques et sociaux très divers avec des terrains dans pays du Sud et du Nord. Ce corpus initial a ensuite été complété par 36 articles repérés et ajoutés par les experts. A noter que le corpus comporte deux méta-analyses (Jarvis *et al.*, 2011 et Petit *et al.*, 2020). Ce corpus nous a permis d'identifier deux principaux freins et quatre leviers associés à l'échelle du paysage/territoire. La répartition de la mention de ces freins et leviers dans le corpus est illustrée par le tableau 6-9.

Tableau 6-9. Répartition des freins et leviers aux solutions territoriales identifiés dans le corpus bibliographique analysé

		Références bibliographiques																					
		Xu <i>et al.</i> , 2021	Petit <i>et al.</i> , 2020	Bareille <i>et al.</i> , 2020	Cieslik <i>et al.</i> , 2018	Grogan et Goodhue, 2012	Jarvis <i>et al.</i> , 2011	Lewis <i>et al.</i> , 2008	Salliou et Barnaud, 2017	Iverson <i>et al.</i> , 2019	Bell <i>et al.</i> , 2016	Di Falco <i>et al.</i> , 2008	Rueda <i>et al.</i> , 2015	Torquebiau <i>et al.</i> , 2013	Edwards et Laurance, 2012	Magaudda <i>et al.</i> , 2020	Ogorevc et Slabe-Erker, 2018	Monteleone <i>et al.</i> , 2018	Diotallevi <i>et al.</i> , 2015	Villanueva <i>et al.</i> , 2015	Caillault <i>et al.</i> , 2013	Hellin et Higrman, 2005	
Freins & Leviers identifiées	Frein difficultés méthodologiques		X			X		X															
	Frein cercle vicieux		X		X				X														
	Levier de la rétribution l'action collective			X						X						X	X	X	X	X			
	Levier de l'organisation collective	X	X		X		X				X	X										X	
	Levier certification et débouchés												X	X	X								X
	Levier transdisciplinarité		X		X				X														

Les premiers constats de cette analyse de la bibliographie sont, d'une part, l'indigence des articles sur des solutions territoriales pour la gestion des bioagresseurs par la diversification des couverts végétaux et, d'autre part, la dispersion du corpus en termes de modalités de diversification territoriales traitées par les articles.

Ce faible nombre de publications et leur morcellement peuvent s'expliquer par bon nombre de freins à la mise en œuvre, mais aussi à l'étude, de ces solutions territoriales. Nous présentons dans la section suivante ces principaux freins.

6.4.2. Freins à la mise en place et à l'étude des solutions territoriales.

6.4.2.1. Difficultés méthodologiques à gérer et étudier le territoire

Un premier frein majeur à la mise en place et l'étude de solutions territoriales pour le contrôle des bioagresseurs *via* la diversification est lié à l'objet même « paysage » qui engendre de par sa nature plusieurs difficultés. Le paysage est un objet complexe qui ne peut être réduit à un espace vierge d'attributs politiques, économiques et sociaux (Tichit et Hannachi, 2019). Dans une méta-analyse bibliographique sur les paysages suppressifs des bioagresseurs, Petit *et al.* (2020) se posent la question du développement sur le terrain des paysages agroécologiques permettant le contrôle des bioagresseurs. Les auteurs soulignent d'abord l'indigence de références publiées relatant la mise en place de telles solutions territoriales, et corroborent ainsi notre constat sur le faible nombre de publications portant sur les échelles paysagères. Petit *et al.* (2020) suggèrent que cette pauvreté du corpus est due à une série de difficultés paradigmatiques à appréhender ces échelles paysagères, difficultés que nous déclinons ci-après.

Une première difficulté est que, même si de manière biophysique le paysage agroécologique peut être assimilé à une agrégation d'exploitations agricoles (éléments naturels ou semi-naturels inclus), les leviers d'actions et le fonctionnement socioéconomique du paysage sont trop souvent réduits à l'agrégation des choix et comportements des agriculteurs. Or, un paysage fonctionne comme une sorte de système complexe qui comporte dans sa composante sociale et économique une diversité d'acteurs qui l'infléchissent et le structurent (Vialatte *et al.*, 2021). Ces acteurs peuvent être, par exemple, des conseillers agricoles (Labarthe, 2009), des industriels agroalimentaires localement implantés et des coopératives (Hannachi *et al.*, 2020), des gestionnaires de l'eau (Gobillot et Benoit, 2016 ; Kherchi *et al.*, 2019), ou encore des associations et porteurs d'enjeux non agricoles (e.g. des associations environnementales, organisations des habitants et riverains, cf. Cardona, 2012 ; Lamine *et al.*, 2014). Selon Petit *et al.* (2020) cet aspect **multi-acteurs** du paysage agricole rend difficile l'analyse et la mise en place des solutions territoriales pour gérer durablement les bioagresseurs.

La seconde difficulté paradigmatique est liée au constat que dans la plupart des papiers sur les paysages agroécologiques suppressifs des bioagresseurs, les agriculteurs sont appréhendés de manière individuelle. Seuls leurs rationalités, responsabilités, coûts et bénéfices individuels sont généralement pris en compte. Dans leur méta-analyse, Petit *et al.* (2020) soulignent que les rationalités, responsabilités, coûts et bénéfices collectifs à l'échelle du paysage sont plus difficiles à appréhender et piloter et restent relativement sous-mobilisés. Or, **ce niveau "système paysage" inclut des processus collectifs d'organisation et de décision** entre les agriculteurs, ainsi que des processus collectifs d'organisation et de décisions entre les agriculteurs et les autres acteurs du paysage. Ces processus collectifs entre agents hétérogènes en interaction sont plus complexes mais constituent des déterminants importants des solutions territoriales (Petit *et al.*, 2020)

Une autre difficulté paradigmatique des solutions territoriales pour la gestion des bioagresseurs est mentionnée par Grogan et Goodhue (2012) et traduit la problématique du **caractère multi-filières du paysage**, c'est-à-dire la coexistence dans le paysage de plusieurs productions et filières. *Via* une enquête auprès de 130 producteurs d'agrumes de Californie, Grogan et Goodhue (2012) étudient le lien entre l'utilisation de pesticides à l'échelle du paysage et la présence de prédateurs naturels des insectes ravageurs du citron. Leurs résultats montrent que l'utilisation de pesticides à l'échelle du paysage diminue la présence des prédateurs et augmente la dépendance locale aux insecticides. Plus précisément, l'utilisation de pesticides sur les autres cultures (hors agrumes) dans le paysage a un effet négatif significatif sur la présence des prédateurs des ravageurs des agrumes. Grogan et Goodhue (2012) soulignent ainsi en conclusion qu'il faut que les stratégies et les réglementations soient conçues en intégrant ce type d'interactions entre pratiques dans les différentes cultures composant le paysage. Chose qui reste très difficile car dans chaque paysage, coexiste une multiplicité de productions et de filières (avec des

fonctionnements, intérêts et marges d'action différenciés). Ce type de problème d'interaction entre productions est qualifié en sciences économiques de « problème d'externalité spatiale » (cf. Chapitre 2) et est très étudié.

En agriculture, ces problèmes d'externalités sont particulièrement saillants (Lewis *et al.*, 2008) mais la problématique de la gestion des maladies à l'échelle de paysages agricoles multi-filières et multi-pathosystèmes est singulièrement complexe et constitue un front de recherche. A travers une analyse générique (au sens où l'analyse inclut des questions de gestion de l'eau, des OGM, des ravageurs...) des problèmes d'externalité spatiale en agriculture, Lewis *et al.* (2008) concluent en soulignant le besoin d'avoir des approches « systémiques **multi-méthodes** »⁴⁹. Leur propos est de dire que, empiriquement, une solution théorique à un problème d'externalité reste assujettie à des problèmes d'entrée en résonance et d'arbitrages complexes entre différentes externalités et que le bien-être collectif à l'échelle du paysage agricole ne peut être capté *via* une approche mono-méthode basée sur des analyses statistiques ou théoriques d'une seule externalité. Autrement dit, dans le cas de la problématique de la gestion des maladies, une pratique ou stratégie territoriale pour contrôler un bioagresseur sur une culture peut avoir des conséquences sur une autre culture et bioagresseur du même paysage et, pour évaluer et mettre en place des paysages durables réels, il est nécessaire de développer de nouvelles approches systémiques et multi-méthodes.

6.4.2.2. Cercle vicieux entre (i) le besoin de preuve de concepts pour implémenter la gestion du paysage et (ii) le besoin d'implémenter dans les paysages pour avoir des preuves de concepts

Un deuxième frein qui ressort de la littérature est l'existence d'une forme de cercle vicieux entre le manque de preuves scientifiques sur l'efficacité à grande échelle des solutions paysagères et le manque de paysages réels ayant implémenté des solutions paysagères de contrôle des bioagresseurs. En effet, du fait du faible nombre de publications relatant la mise en place de solutions paysagères à des échelles larges, une forme de scepticisme subsiste sur l'efficacité et la faisabilité des solutions paysagères (Petit *et al.*, 2020 ; Poggi *et al.*, 2021 ; Hannachi *et al.*, 2019). Ce scepticisme rend difficile l'acceptabilité et la mise en place dans les territoires de ces solutions complexes dont les bénéfices sont perçus comme incertains.

En même temps, l'étude des solutions paysagères et la production de références pour l'action requièrent des données à grandes échelles sur des paysages réels. Or, en l'absence de paysages réels organisés et conçus pour la régulation des bioagresseurs, les recherches sur ces solutions paysagères peinent à convaincre les acteurs et praticiens des territoires agricoles.

Face à ce cercle vicieux entre besoin de preuves et besoin d'implémentation réelle à grande échelle, les publications sur les solutions paysagères pour la régulation des bioagresseurs sont dominées par des publications basées sur de la modélisation théorique (Poggi *et al.*, 2021) ou des expériences empiriques dans des pays du Sud. La prépondérance de la modélisation théorique peut s'expliquer par l'absence de données empiriques à grandes échelles. La prépondérance des pays Sud dans les expériences mises en place s'explique quant à elle par une organisation des filières et des politiques publiques moins anciennes et donc plus flexibles et plus propices à des changements de trajectoires sociotechniques (Petit *et al.*, 2020). Les pays du Nord sont au contraire caractérisés par des politiques de développement agricole plus anciennes qui ont donné lieu à des organisations des filières stabilisées qui induisent aujourd'hui des verrouillages sociotechniques (cf. Chapitre 2) et une certaine inertie aux changements.

⁴⁹ "[in agriculture] ... landscape patterns arising from positive or negative spatial externalities can be observationally equivalent. Therefore, a simple quantification of the presence of spatial externalities through standard statistical methods is not sufficient to identify whether such externalities are positive or negative. This point is critical because the ultimate design of welfare-enhancing landscape policies crucially depends on whether externalities are positive or negative. For example, a negative externality associated with a specific land-use choice suggests a policy to discourage that choice, while a positive externality suggests a policy to encourage the choice. However, an important message of this paper is that the underlying identification problems associated with documenting spatial externalities from spatial land-use data can be solved by careful empirical design with a structural foundation and a multi-method approach." (Lewis *et al.*, 2008)

6.4.3. Leviers de la mise en place et de l'étude des solutions territoriales.

Quatre leviers ressortent de notre analyse de la bibliographie : (i) la rétribution de l'action collective, (ii) la mise en place d'organisations collectives pour gérer les paysages, (iii) la certification de l'action collective et la création de débouchés, et (iv) la mise en œuvre de travaux de recherche transdisciplinaire pour dépasser les difficultés à étudier/gérer les territoires.

6.4.3.1. Rétribuer l'action collective

Afin d'initier et de pérenniser l'action collective, tout individu qui fait quelque chose dans l'intérêt des autres doit être rétribué en retour ou à minima bénéficier d'une reconnaissance. Ainsi un premier levier de mise en place de solutions territoriales pour la gestion des bioagresseurs (celui qui apparaît le plus représenté dans notre corpus sur les solutions territoriales), porte sur la rentabilité de ces stratégies et les moyens permettant de les rendre plus attractives pour les agriculteurs dont les exploitations composent le territoire, *via* notamment des mécanismes de rétribution. A l'échelle du territoire, une stratégie de diversification n'est envisageable que si elle est souhaitée par les agriculteurs le constituant et donc, qu'ils aient connaissance des modalités et moyens de mise en œuvre de cette stratégie et qu'elle leur soit profitable. Comme on a pu le montrer dans le Chapitre 2, Figure 2-6, lorsqu'un changement de pratique est disponible et profitable pour tous, il n'y a alors aucun verrou à son adoption qui est supposée spontanée. En revanche, si ce changement de pratique n'est individuellement pas profitable ou alors qu'il engendre des effets externes sur d'autres parties, alors des politiques publiques peuvent être requises afin d'encourager une maximisation du bien-être collectif et, le cas échéant, promouvoir le changement de pratiques à l'échelle du territoire.

La rentabilité des stratégies de diversification a été étudiée par plusieurs articles qui se sont appuyés sur des études de cas (Iverson *et al.*, 2019 ; Monteleone *et al.*, 2018), ou ont proposé des analyses empiriques (Diotallevi *et al.*, 2015 ; Villanueva *et al.*, 2015) et des modélisations *in silico* (Bareille *et al.*, 2020). Deux principaux résultats concernant la rentabilité de l'adoption de stratégies de diversification ressortent de ces études. Le premier résultat est qu'individuellement l'adoption d'une stratégie de diversification à l'échelle du territoire est non profitable pour une majorité d'agriculteurs. Le second est que cette rentabilité est très hétérogène entre agriculteurs, en fonction des enjeux de régulation des bioagresseurs auxquels ils font face et des contraintes agro-environnementales auxquelles les exploitations sont soumises.

Plus concrètement, Bareille *et al.* (2020) proposent une analyse de la rentabilité d'une stratégie de diversification des cultures visant à promouvoir la propagation d'un agent de contrôle biologique dans un paysage au travers de la connectivité de ses habitats. Sur les bases d'un modèle spatialement explicite *in silico*, les auteurs comparent des scénarios de gestion impliquant des niveaux de coordination plus ou moins élevés entre exploitants, du choix individuel à l'échelle de la ferme au choix collectif à l'échelle du paysage. Si le modèle permet de mettre en évidence la rentabilité collective d'une stratégie de diversification à l'échelle du paysage, il montre également qu'à l'échelle de l'exploitation, l'adoption de cette stratégie n'est profitable que pour 15 % des exploitants. Du fait de l'hétérogénéité des exploitations et notamment de la structure de connectivité favorisant la propagation de l'agent de biocontrôle, l'adoption de la stratégie de diversification est très profitable pour une minorité d'exploitants (15 %) mais non profitable pour la majorité d'entre eux (85 %). Il en ressort la nécessité de mettre en œuvre des politiques incitatives fondées notamment sur une règle de transfert entre exploitants visant à répartir au mieux les gains associés à cette stratégie. Un tel transfert peut être obtenu spontanément *via* un marchandage Coasien (voir Chapitre 2, section 2.2.2.2) ou avec le support d'une politique publique visant à rendre l'adoption de la stratégie profitable pour tous. Ces résultats sont confirmés dans une analyse empirique portant sur la rentabilité des choix de diversification dans les plantations de café au Costa Rica (Iverson *et al.*, 2019). Les auteurs, sans pour autant fournir un pourcentage du nombre d'exploitants pour lesquels la mise en œuvre d'une stratégie de diversification à l'échelle du territoire est spontanément profitable, mettent en évidence qu'ils sont minoritaires. Ils préconisent ainsi l'intérêt d'une mise en place de mesures incitatives visant à une adoption de ces stratégies à l'échelle du territoire et ce, pour deux principales raisons. La première est que ces mesures, si elles sont bien calibrées, ont nécessairement un impact positif sur les revenus directs de l'exploitation. Elles sont, de fait, favorables pour les exploitants comme pour la collectivité. La seconde est qu'elles permettent une action collective et ainsi d'accroître les bénéfices de la diversification qui requiert d'être envisagée à l'échelle du territoire et non de l'exploitation. Deux catégories de mesures sont analysées :

une écocertification et des paiements pour services environnementaux (PSE). Bien que les auteurs mettent en évidence qu'une évaluation de la rentabilité est inévitablement lacunaire, deux principaux résultats concernant ces mesures sont mis en avant. Le premier est que si les effets prix de l'écocertification sont efficaces afin d'inciter le changement de pratique à l'échelle de l'exploitation, ils ne sont pas suffisants pour assurer l'action collective à l'échelle du territoire. En d'autres termes, si l'écocertification permet d'encourager le changement de pratique d'une partie des exploitants, elle n'est pas suffisante pour inciter l'action de tous. Le second résultat est que, pour assurer l'action collective, il est pertinent de s'appuyer sur des mesures incitatives couplées combinant écocertification et PSE, et favorisant l'adhésion des petits exploitants plus sensibles aux PSE.

Faisant écho à cette analyse sur l'efficacité relative de l'écocertification et des PSE sur la diversification à l'échelle du territoire, plusieurs articles s'intéressent aux impacts sur la diversification des mesures mises en place dans les deux piliers de la PAC (voir Chapitre 2). Concernant l'impact sur la diversification de paiements directs *via* le premier pilier, les résultats sont contrastés. Ogorevc et Slabe-Erker (2018), sur les bases d'une évaluation des indices de Shannon et de Simpson appliqués à la diversité des cultures en Slovénie, mettent en évidence que les paiements directs favorisent une unification des paysages et seraient, de fait, nuisibles à la diversification en favorisant l'homogénéisation des paysages. Ce résultat est tempéré par Monteleone *et al.* (2018) qui analysent l'impact des paiements directs dans une région italienne. Les auteurs montrent que sur la période 2000-2010, ces paiements ont eu un impact positif sur la diversification *via* une rationalisation des pratiques à l'échelle de la région. Ils mettent cependant en évidence qu'un paiement spatialement homogène est économiquement inefficace dans la mesure où la diversification n'est effective que dans les zones irriguées. Ils recommandent de fait la mise en place d'incitations ciblées afin d'ajuster au mieux les pratiques aux contraintes des milieux avec un couplage des mesures incitatives des premier et second piliers.

L'impact des mesures mises en place dans le cadre de la stratégie de verdissement du second pilier a également été évalué par la littérature. Ogorevc et Slabe-Erker (2018) montrent qu'à l'opposé des paiements directs, les paiements agri-environnementaux ont eu un impact positif sur la diversité des cultures en Slovénie. Ce résultat est confirmé par Magaudda *et al.* (2020) et Diotallevi *et al.* (2015) qui analysent la stratégie de verdissement de la PAC 2014-2020 dans différentes régions italiennes. Tout en mettant en évidence l'impact positif de la stratégie de verdissement, ces articles mettent toutefois en exergue des lacunes des dispositifs existants. En particulier, Diotallevi *et al.* (2015) montrent des résultats très contrastés selon les régions. Avec un focus sur la rentabilité pour les exploitants de l'adoption d'une stratégie de diversification des cultures modulo paiement agri-environnementaux, ces auteurs montrent que la diversification (+ paiement) est très profitable pour les exploitants de deux régions, non profitable pour les exploitants de la troisième, un résultat qui confirme l'évaluation de Cardillo *et al.* (2012). La raison évoquée est que dans cette dernière région, les exploitations sont prises en étau entre les problèmes techniques liés aux ajustements du schéma de culture et la perte éventuelle de la composante verdissement du paiement qui représente plus d'un tiers de la marge brute des cultures céréalières. Ces résultats corroborent Monteleone *et al.* (2018) et Di Falco *et al.* (2008) et les auteurs en concluent que les incitations territorialement homogènes à la diversification sont inappropriées. Diotallevi *et al.* (2015) insistent également sur l'importance de dépasser la logique d'instruments volontaires conditionnées au verdissement et proposent que, comme exigé par le cadre réglementaire européen, les mesures aient vocation à favoriser l'innovation. Dans cette optique les auteurs préconisent que les mesures du second pilier de la PAC aient également vocation à alléger les coûts de transaction résultant de l'ajustement structurel et les coûts de production accrus résultant de la production de nouveaux produits et leur capacité à pénétrer les marchés locaux.

Magaudda *et al.* (2020) déplorent pour leur part le manque de vision territoriale et la nécessité de promouvoir des mesures favorisant la coopération entre agriculteurs. En s'appuyant là aussi sur trois études de cas en Italie, les auteurs défendent l'intérêt de pratiques de gouvernance territoriale basées sur un leadership public local pour orchestrer la stratégie européenne *via* l'adoption d'accords volontaires. Face à l'inefficacité d'une adoption partielle d'une stratégie de diversification à l'échelle du territoire, ils proposent une approche collaborative et stratégique adaptée au contexte spatial local. Cette approche s'appuierait notamment sur la diffusion d'information technique et organisationnelle mais surtout, permettrait d'humaniser le fonctionnement de la PAC en créant des réseaux d'action collective territoriale. Selon les auteurs, cette organisation collaborative serait à même de lever les verrous au problème de coordination entre agriculteurs mais également entre agriculteurs et pouvoir locaux/régionaux.

La question de l'action collective versus individuelle à l'échelle du territoire a été étudiée plus fondamentalement par Villanueva *et al.* (2015) qui analysent la disponibilité des agriculteurs à participer à des zones d'intérêt écologique (ecological focus area) modulo paiement et à s'inscrire dans une logique de bonus collectif. Il ressort de cette analyse une très forte hétérogénéité des agriculteurs à accepter de participer à ces zones avec 41 % des

interrogés se déclarant prêts à y adhérer moyennant un faible paiement, les autres demandant des paiements élevés ou refusant purement et simplement le dispositif. Du fait des coûts de transaction élevés, les agriculteurs rejettent globalement la contrainte de participation collective et seuls 41 % d'agriculteurs en faveur de ces zones sont prêts à accepter le bonus de 30 % jugé malgré tout insuffisant au regard des bénéfices collectifs attendus.

6.4.3.2. Mettre en place des organisations collectives pour gérer les paysages

Le deuxième levier pour la mise en place des solutions territoriales pour la régulation des bioagresseurs *via* la diversification est d'ordre organisationnel. Il porte sur la mise en place d'organisations et d'outils collectifs pour piloter le paysage et la transition. Ces organisations et outils sont des innovations organisationnelles nécessaires pour pouvoir gérer le paysage. En effet, la transition agroécologique nécessite des innovations au niveau du paysage et des mécanismes de coordination entre les agriculteurs (Duru *et al.*, 2015). En particulier, parce que les services de lutte contre les bioagresseurs impliquent de multiples processus écologiques qui se produisent à l'échelle du champ et du paysage et sont impactés par les pratiques de gestion à ces échelles (Ricci *et al.*, 2019), les agriculteurs sont interdépendants pour la fourniture de ces services écosystémiques. Cependant, si les agriculteurs considèrent les ennemis naturels comme des biens publics (au sens décrit par Ostrom, 1990), ils sont plus enclins à adopter des approches de gestion à l'échelle de la parcelle et de l'exploitation que des pratiques de gestion collective (Salliou et Barnaud, 2017 ; Salliou *et al.*, 2019). La coordination à l'échelle du paysage a peu de chance d'émerger spontanément des interactions entre agriculteurs considérés individuellement sans innovations organisationnelles (Cieslik *et al.*, 2021).

Ces innovations organisationnelles visent à structurer et outiller l'action collective à l'échelle du paysage. L'action collective a été définie de manière générale comme une « *action entreprise par un groupe [...] dans la poursuite des intérêts communs perçus par les membres* » (Scott et Marshall, 2009). La gestion collective peut passer parfois par une planification et des incitations centralisées par l'Etat (cf. section 6.4.3.1) mais elle peut également nécessiter des mécanismes de gouvernance polycentriques (Biggs *et al.*, 2012 ; Ostrom, 2010). Ces mécanismes peuvent être favorisés par l'augmentation de l'information publique sur les choix individuels pour coordonner les actions afin de limiter les interactions stratégiques telles que le passager clandestin, c'est-à-dire laisser stratégiquement les autres agriculteurs supporter seuls le fardeau de la régulation des bioagresseurs dans le paysage (Singerman et Useche, 2019 ; Lence et Singerman, 2022). La sensibilisation des agriculteurs à leurs interdépendances est également un autre facteur pour la mise en œuvre de tels mécanismes de gouvernance polycentrique (Barnaud *et al.*, 2018).

Des facteurs locaux tels que la préexistence de groupes professionnels autour de problématiques définies (e.g. les groupements d'intérêt économique et environnemental GIEE), l'organisation des chaînes de valeur locales, ainsi que l'organisation du conseil agricole local peuvent influencer l'engagement des agriculteurs dans une stratégie de lutte collective. La caractérisation des obstacles locaux et des leviers et opportunités d'action collective est un prérequis pour traiter des problématiques agroécologiques locales spécifiques.

Dans le corpus analysé dans cette expertise, ces mécanismes d'action collective à l'échelle paysagère pour la régulation des bioagresseurs *via* la diversification sont mentionnées à travers trois types d'innovations organisationnelles : les **coopératives**, les **réseaux d'acteurs**, et les **systèmes de communication et d'information partagés**.

Plusieurs études traitent de l'importance des **coopératives** locales pour la gestion des bioagresseurs et de la diversification à l'échelle des paysages. Par exemple Xu *et al.* (2021) analysent la corrélation entre participation à l'action collective pour combattre un ravageur du kiwi et la participation à une coopérative. Les auteurs analysent également la corrélation entre l'appartenance à une organisation collective et le niveau de gestion mis en application. A partir de l'étude de 538 fermes, l'article montre une corrélation positive entre le fait que les agriculteurs participent à une coopérative et l'implémentation des mesures de lutte. Ce qui tend à dire que la participation à une coopérative encourage la gestion collective des ravageurs. Les auteurs défendent l'idée que la participation à la coopérative fournit l'information requise au déploiement du contrôle (information sur le ravageur, sur les méthodes de gestion, sur ce que font les autres agriculteurs). Cet article rejoint ainsi Petit *et al.* (2020) qui soulignent l'importance des coopératives pour la mise en place collective de paysages agroécologiques suppressifs des bioagresseurs.

Le rôle des coopératives pour la mise en place de la diversification est aussi souligné dans le corpus de cette expertise. Di Falco *et al.* (2008) analysent les données du secteur du blé dur dans le sud de l'Italie afin de tester

l'hypothèse que les coopératives agricoles influencent les niveaux régionaux de diversité variétale (*via* des fonctions d'approvisionnement en intrants, de transformation ou de commercialisation). Ces auteurs démontrent que les coopératives permettent aux agriculteurs d'améliorer la valorisation de leur produit (obtention de meilleurs prix) et de réduire les coûts. Ils révèlent aussi que la densité des coopératives dans une région est associée à une plus grande diversité spatiale des variétés de blé cultivées et que, sur une période de 14 ans, cette diversité a affecté positivement l'augmentation des rendements des cultures.

Les coopératives ont pour effet de favoriser la diffusion d'informations et la décision collective du fait de la mise en lien des agriculteurs y participant. Mais cette mise en lien ne nécessite pas forcément l'institutionnalisation de coopératives agricoles. Il peut se traduire par des organisations collectives plus informelles prenant forme de **réseaux d'acteurs**. Le mécanisme en action est décrit par Bell *et al.* (2016) qui étudie le recours de zones non cultivées comme habitat pour des prédateurs des bioagresseurs (*non-crop habitat*) et la réduction de pesticides au Cambodge. Au moyen d'un jeu sérieux où les agriculteurs jouent leur propre rôle, les auteurs démontrent que les choix et les comportements d'un agriculteur sont beaucoup plus influencés par les caractéristiques du groupe d'agriculteurs avec qui il a des interactions soutenues que par ses caractéristiques individuelles. Cette étude révèle ainsi pour la mise en place des solutions territoriales de contrôle des maladies (ici les habitats non cultivés pour les prédateurs des ravageurs), que les relations de proximité entre agriculteurs et les réseaux d'acteurs sont déterminants et peuvent être des leviers importants pour changer les choix et comportements des agriculteurs.

Ce rôle des réseaux d'acteurs est particulièrement documenté dans la littérature sur la conservation et le développement de variétés alternatives ou traditionnelles et ces réseaux jouent donc un rôle important dans la mise en place de solutions collectives basées sur la diversification. Par exemple dans notre corpus, Jarvis *et al.* (2011) réalisent une méta-analyse bibliographique sur les facteurs de diversification (interspécifique) des cultures et de maintien ou de développement des variétés traditionnelles. Leurs résultats montrent que la diversification nécessite des réseaux d'acteurs (pour le partage de connaissance sur l'évaluation, accès, utilisation et avantage) et des institutions locales de proximité pour les agriculteurs. Ces auteurs soulignent que, quel que soit le territoire et quelle que soit la culture concernée, la mise en place et le succès des actions de diversification dépendent des effets de réseaux et effets de communauté (échanges entre agriculteurs) permettant le partage de connaissances, l'apprentissage et l'autoévaluation par les agriculteurs. Leur conclusion souligne ainsi l'importance des activités (qu'elles soient menées par des organisations et agences locales, nationales et internationales) de renforcement des réseaux d'acteurs et d'institutions locales permettant aux agriculteurs de jouer un plus grand rôle dans la gestion de leurs ressources génétiques.

La question de savoir si parmi les différentes formes de réseaux d'acteurs et d'institutions collectives locales une forme particulière de réseau est plus performante est l'objet du papier de Caillault *et al.* (2013). L'objectif de ce papier est d'explorer l'influence de différents réseaux collectifs multi-échelles affectant la décision des agriculteurs sur les changements de paysage. A travers un modèle simple et des simulations, trois types de réseaux sont comparés : un réseau global « politique » favorisant des usages spécifiques du sol, un réseau intermédiaire « social » où les pratiques d'usage du sol sont partagées et valorisées collectivement et un réseau local « de voisinage » où les pratiques d'usage du sol sont influencées par celles de leurs voisins. L'évaluation de ces trois types de réseaux porte sur la capacité à infléchir la dynamique des paysages en y insufflant plus de fragmentation et d'hétérogénéité. Leurs résultats mettent en évidence qu'une combinaison des types de réseaux tend à améliorer l'hétérogénéité et la fragmentation du paysage. Cette étude souligne ainsi que la complexité du paysage doit également être appréhendée à travers la multiplicité des voies de changement du paysage (type de réseaux permettant de diffuser des primes, des informations et des connaissances) plutôt qu'à travers l'évaluation des modèles de paysage qui en résultent.

Le partage d'information entre acteurs du paysage apparaît clairement dans plusieurs publications comme un levier d'organisation et donc de mise en place de solutions paysagères pour la gestion des bioagresseurs. Si les précédentes publications abordent le partage d'information *via* des coopératives ou divers réseaux d'acteurs, Cieslik *et al.* (2018) s'intéressent au rôle des **technologies d'information et de communication (TIC)** modernes. Ce papier porte sur 6 cas d'étude en Afrique (dont un sur le flétrissement bactérien et le mildiou de la pomme de terre et deux cas non agricoles) et questionne l'effet de la digitalisation de l'information *via* la téléphonie mobile sur la coordination et l'action collective. Cette recherche s'inscrit dans la lignée des recherches sur la gestion des communs (*common pool resources* - Ostrom, 1990) et porte l'idée que la disponibilité de l'information et les interactions entre acteurs sont des conditions nécessaires à une gestion efficace des biens communs mais également à la fourniture de biens publics. Les résultats soulignent le rôle des TIC comme facilitatrices d'interactions entre acteurs. Les actions connectées (« connective actions ») conduisent à l'action collective : accès facile, rapide et peu coûteux aux informations sur les ressources et les individus (limite les

comportements de passager clandestin). Ces TIC et plus généralement la digitalisation des relations (notamment d'information et de dialogue) transcendent les limites du rapport au lieu et offrent de nouveaux espaces d'interaction pour les acteurs.

6.4.3.3. Certification et débouchés : effets sur la diversification végétale dans les territoires (certification produits, fermes et paysages)

Un autre type levier de la mise en place des solutions territoriales pour la gestion des bioagresseurs *via* la diversification repose sur des effets liés à la valorisation marchande des produits agricoles en aval des filières. Il s'agit plus précisément des leviers de développement de **débouchés** commerciaux et de **certifications** pour l'action collective.

Sur le rôle des **débouchés**, Hellin et Higman (2005) développent un exemple qui illustre comment la structuration des débouchés et des opportunités de marchés peuvent parfois soutenir la diversification et le maintien des variétés rares mais peuvent aussi être des facteurs d'érosion de la diversité des cultures dans un territoire. Leur analyse porte sur des zones de production de quinoa et de pomme de terre en Bolivie, au Pérou et en Equateur et explore le rôle des débouchés sur la diversification dans ces territoires agricoles. Les auteurs démontrent que les agriculteurs doivent arbitrer et trouver un équilibre entre les risques environnementaux liés à la diminution des variétés et le risque de ne pas satisfaire l'aval s'ils choisissent de cultiver une gamme diversifiée de variétés indigènes. L'article décrit le déclin de la production et de la consommation de variétés de quinoa et de pommes de terre au cours des deux à trois dernières décennies et analyse les pressions marchandes à l'origine de ce phénomène. Ces pressions marchandes sont en particulier des exigences sur les débouchés mais également sur la qualité et les quantités adéquates de la production pour ce marché. L'article montre que malgré ces pressions, sur des micro zones, des initiatives alternatives ont stimulé la demande (pour les variétés et cultures indigènes) et ont eu des effets positifs sur le maintien de la diversité des cultures. En termes de débouchés, les initiatives positives pour la diversification et le maintien des variétés indigènes consistaient en : i) des créations de marchés de niches et une segmentation du marché selon les variétés (cas de la pomme de terre) ; ii) le développement de nouveaux produits transformés valorisant les variétés alternatives (cas de la pomme de terre) ; iii) la mise en place de marchés de restauration collective et scolaire valorisant les variétés indigènes et de programmes d'éducation scolaire pour sensibiliser les nouveaux consommateurs (cas du quinoa) ; iv) la mise en place de règles achats de produits locaux alternatifs dans les marchés publics (cas du quinoa). L'article souligne ainsi la nécessité d'un environnement politique et économique qui encourage les interventions publiques et privées en faveur de la diversification et des variétés alternatives *via* la création de débouchés économiques pour les produits de la diversification.

Les effets des solutions territoriales basées sur la valorisation marchande des produits agricoles peuvent agir sur la biodiversité agricole (comme le montre l'exemple de Hellin et Higman (2005) développé ci-dessus) mais ils peuvent aussi agir sur les paysages et la préservation d'éléments semi-naturels ou d'habitats sauvages *via* la **certification** des qualités environnementales (ou écocertification). Par exemple, Rueda *et al.* (2015) étudient comment un programme d'écocertification des exploitations de café permet de préserver le couvert forestier dans les Andes orientales colombiennes. *Via* des images satellitaires de parcelles de café géoréférencées et des comparaisons, les auteurs montrent que les territoires de production de café ont de plus grandes superficies forestières, de plus grandes parcelles forestières et une meilleure connectivité entre les parcelles que les zones non caféières. Les auteurs démontrent que le couvert forestier dense des régions caféières étudiées a augmenté depuis la mise en place d'un programme de certification qui exige la protection des vestiges forestiers et des éléments semi-naturels. De plus, les exploitations certifiées de la zone d'étude ont augmenté la quantité de couvert arboré sur leurs parcelles beaucoup plus que les exploitations non certifiées.

Si la précédente publication (Rueda *et al.*, 2015) souligne l'efficacité de l'écocertification sur la structuration des paysages agricoles, Edwards et Laurance (2012) soulignent que cette efficacité reste tributaire de la bonne conception de ces mesures de certification. Plus critiques, ces auteurs soulignent que dans de nombreux cas, les normes de certification sont douteuses et nuisent à la performance de ce levier. Ils étudient le cas des certifications « haute valeur de conservation » (HCV) pour la protection des forêts et de la biodiversité face à la conversion agricole dans les régions tropicales. Leur analyse met en évidence des critères de conception de la certification qui doivent être pris en compte par les scientifiques de la conservation, les praticiens et les processus de certification pour assurer le succès de ce levier. Ces critères déterminants sont : l'application des HVC à des échelles très larges, le recours assumé à des zones non cultivées, ainsi qu'une augmentation réelle et significative des prix pour les cultures certifiées sur le marché.

Il en ressort que l'effet de la certification en tant que levier ne va pas de soi et requiert une vigilance sur la façon dont elle est conçue et mise en place. Si les précédents exemples (Rueda *et al.*, 2015 ; Edwards et Laurance, 2012) ont un focus sur la certification d'exploitations agricoles, Torquebiau *et al.* (2013) proposent une alternative originale : **certifier un paysage**. A travers l'étude de deux territoires agricoles d'Afrique australe (un au Zimbabwe et un en Afrique du Sud), les auteurs étudient la faisabilité et l'efficacité d'un paiement indirect (*via* une meilleure valorisation par la certification des produits sur le marché) pour les services écosystémiques. Ils proposent et testent un indice composite décrivant l'état de chaque paysage en termes de critères de durabilité de l'agriculture (conservation, production, institutions et moyens de subsistance) et de services écosystémiques (approvisionnement, régulation et services culturels). Leurs résultats révèlent que là où il y a une labellisation collective du paysage (qui est appliquée sur les produits agricoles), il y a plus d'intégration entre les agriculteurs et autres parties prenantes et la performance du paysage en termes de services écosystémiques est plus importante.

6.4.3.4. Faire de la transdisciplinarité pour dépasser les difficultés à étudier/gérer les territoires.

Les freins aux solutions territoriales identifiées dans cette expertise incluent des difficultés paradigmatiques, y compris un manque de preuves de concepts dans des paysages réels et à grandes échelles, et un scepticisme des acteurs quant à la pertinence de ces solutions à l'échelle des paysages. Une solution pour dépasser ces freins est de développer des recherches transdisciplinaires (Petit *et al.*, 2020 ; Popa *et al.*, 2015) dans des paysages réels, c'est-à-dire de la recherche-action reposant sur une coproduction d'action et de connaissances avec les acteurs du paysage (Petit *et al.*, 2020).

La transdisciplinarité par recherche-action est reconnue comme une approche permettant de lever le scepticisme envers des solutions en enrôlant les acteurs dans des expérimentations socio-écologiques (Hollaender et Leroy, 2001 ; McWilliam *et al.*, 2008 ; Popa *et al.*, 2015 ; Rogga *et al.*, 2018). Petit *et al.* (2020) soulignent que cette voie est particulièrement prometteuse pour progresser dans l'étude et la mise en place de paysages agroécologiques suppressifs pour les bioagresseurs.

De telles initiatives transdisciplinaires permettent de développer un cadre approprié pour co-concevoir des stratégies à l'échelle du paysage qui sont plus acceptables par les acteurs et susceptibles de produire assez de données pour servir de preuve de concepts et de modèles pour d'autres territoires (Petit *et al.*, 2020).

Plusieurs initiatives ont d'ores et déjà été mises en œuvre en France. C'est le cas par exemple de l'Observatoire national du déploiement des Cépages Résistants (OSCAR)⁵⁰. Créé en 2017 par INRAE et l'Institut Français de la Vigne et du Vin, OSCAR s'appuie sur une approche participative avec des agriculteurs et des interprofessions qui expérimentent les variétés résistantes dans leurs territoires de production. Cette initiative transdisciplinaire vise à produire des données dans une diversité d'agrosystèmes et territoires. En 2019, l'observatoire était constitué de 89 parcelles réparties sur 43 sites en France. Pas moins de 23 variétés résistantes sont suivies dans des conditions de production réelles (Delmotte *et al.*, 2021). Cet observatoire participatif a deux missions : i) organiser la surveillance collective du déploiement des variétés afin d'anticiper les contournements et l'évolution des populations de bioagresseurs (plus précisément le mildiou et l'oïdium) et ii) aider les viticulteurs à construire de nouveaux itinéraires techniques *via* le partage d'expériences sur le comportement des variétés résistantes dans une diversité de territoires. Un protocole standardisé a été co-construit entre scientifiques et praticiens et permet ainsi aux acteurs de produire des notations fiables sur les maladies et sur les bioagresseurs ciblés. Des échantillons sont régulièrement prélevés à la fois sur les variétés résistantes et les variétés sensibles, puis analysés par les scientifiques, permettant de produire des données et des connaissances sur l'évolution des populations de bioagresseurs. Ce **dispositif transdisciplinaire** est encore récent mais l'agrégation de données et l'expérience des territoires impliquées pourraient servir à terme de référence pour d'autres territoires pour ce qui de la mise en place de solutions territoriales de gestion des variétés résistantes.

Un autre exemple d'initiative transdisciplinaire par recherche-action en cours de mise en place est présenté par Hannachi *et al.* (2021). INRAE a initié récemment, en partenariat avec TerresInovia et des entreprises de sélection du colza de l'UFS (Union Française des Semenciers), des actions pour la création d'une innovation organisationnelle, un « Club Phoma » qui réunit les parties prenantes de la gestion durable de gènes de résistance au Phoma du colza (sélectionneurs, distributeurs de variétés, coopératives agricoles, instituts

⁵⁰ <http://observatoire-cepages-resistants.fr/>

techniques...). Cette initiative a pour origine des travaux qui démontrent que les variétés résistantes sont des biens communs assujettis aux problèmes de ce type de biens collectifs (Hannachi *et al.*, 2019 ; Hannachi *et al.*, 2021). Les biens communs sont des ressources dont l'utilité est individuelle mais dont le coût de l'usure est partagé collectivement (voir Chapitre 2, section 2.3). Ces biens peuvent être détruits ou altérés par des individus et l'on peut difficilement exclure un individu de leur utilisation (Hardin, 1968 ; Ostrom, 1990). De ce fait, la rationalité économique va a priori pousser des individus qui se partagent un bien en commun à le surexploiter. C'est la tragédie des communs. Hannachi *et al.* (2021) soulignent néanmoins que les biens communs sont des constructions qui co-évoluent avec les représentations et stratégies collectives des usagers. En d'autres mots, il n'y a pas de fatalité et des innovations organisationnelles collectives peuvent, *via* la matérialisation de représentations communes, la construction d'intérêts communs et le développement de stratégies et outils de gestion, rendre un bien commun durable, voire même faire émerger un nouveau bien commun (Ruiz-Ballesteros et Gual, 2012 ; Hannachi *et al.*, 2017). C'est la gestion du bien qui fait le bien commun et sa durabilité, et cette gestion peut apparaître même dans des contextes passés ou présents défavorables.

En grandes cultures, l'utilisation de gènes de résistance constitue une alternative prometteuse permettant de réduire l'utilisation de pesticides. Cependant cette solution semble assujettie à un problème de coordination de type tragédie des biens communs. Des exemples empiriques de suivi de variétés résistantes montrent qu'à l'introduction d'un nouveau gène de résistance, les variétés contenant ce gène connaissent un succès sur le marché du fait de l'intérêt de leur immunité. Très rapidement, ces variétés deviennent des "produits stars" très largement utilisés dans les territoires agricoles. Dès que le paysage est composé majoritairement de variétés contenant le même gène de résistance spécifique, le contournement se généralise et la résistance devient inefficace (Rouxel *et al.*, 2003). A l'instar des biens communs sans coordination, la rationalité économique pousse les individus qui ont accès aux variétés résistantes à les « surexploiter » et à les rendre à terme inutiles du point de vue contrôle des maladies (Hannachi *et al.*, 2021).

En l'absence de gestion paysagère, la solution « gènes de résistance » paraît comme transitoire (McDonald et Linde, 2002) et non durable. Des travaux ont souligné que la mise en place de mosaïques paysagères (assolement diversifié à l'échelle du paysage), qui permettent d'enrichir la biodiversité intraspécifique du colza à l'échelle du paysage, permettrait de rendre les gènes de résistance durables et de réduire ainsi le recours aux pesticides (Pinochet *et al.*, 2003 ; Fitt *et al.*, 2006). Malgré l'essor des publications soulignant l'importance de cette solution portée par les gènes de résistance, et l'émission de recommandations par des interprofessions et des scientifiques pour la mise en place d'une gestion spatiale (notamment en France et au Royaume-Uni cf. Gladders *et al.*, 2006), cette gestion paysagère ne s'est jamais mise en place dans ces territoires.

C'est afin de faire émerger une gestion paysagère en bien commun, c'est-à-dire qui évite la tragédie des communs, que l'initiative transdisciplinaire « Club Phoma » a vu le jour (Hannachi *et al.*, 2021). Ce projet de recherche-action permet de réunir et de faire interagir des acteurs qui n'ont pas d'arène d'interaction collective sur la gestion collective des gènes de résistance pour explorer, initier et tester des modalités de gestion collective territoriale et durable de ces résistances. Cette approche originale vise *in fine* à gérer collectivement une diffusion raisonnée des gènes de résistance en co-concevant entre parties prenantes des stratégies de déploiement (introduction des gènes dans des variétés différentes et suivi de leur déploiement sur le territoire permettant de mieux gérer l'évolution des populations pathogènes). Cette initiative prend la forme d'un projet de recherche sur une durée plus longue (5-10 ans) que les projets de recherche usuels, avec pour ambition une action transformative qui permette de gérer comme des biens communs les gènes de résistance. Les leviers de cette action transformative sont ceux de la pédagogie et de l'apprentissage collectif plutôt que des obligations contractuelles ou financières et ce, en favorisant la mise en place d'outils collectifs (bulletin de suivi comme tableau de bord collectif) et d'échanges entre utilisateurs (réseau chercheurs-acteurs sur le problème Phoma) pour créer des conditions favorables à l'émergence d'une gestion collective du paysage et une durabilité des gènes de résistance.

Une approche transdisciplinaire à l'échelle du paysage a également été mise en œuvre aux Pays-Bas dans le but de promouvoir la lutte naturelle contre les ravageurs (Steingrover *et al.*, 2010). Dans cette initiative, les acteurs ont mobilisé la création de corridors d'habitats semi-naturels abritant des ennemis naturels comme un outil de gestion pour renforcer la lutte antiparasitaire dans les cultures adjacentes. La notion de réseaux de corridors a été utilisée comme objet commun pour unir des acteurs aux intérêts différents dans une vision partagée d'un futur souhaitable. Cet exemple et ce papier ont mis en évidence que lorsque la compréhension scientifique des processus écologiques est incomplète, ce qui est le cas des relations entre la structure du paysage et la lutte contre des bioagresseurs (voir Chapitre 2), le succès de la mise en œuvre des mesures de gestion par les acteurs dépend fortement de l'échange de connaissances entre scientifiques et praticiens (Steingrover *et al.*, 2010). Les

informations doivent être compréhensibles pour les parties prenantes, mais aussi spécifiques que possible à la zone, avec un compte rendu des connaissances locales. Un autre aspect important mis en évidence dans cette étude de cas est la nécessité de traduire les connaissances actuelles avec précaution afin de sensibiliser les praticiens à l'incertitude (Steingrover *et al.*, 2010). Plus généralement, il est important de reconnaître que les acteurs qui s'engagent dans des pratiques agroécologiques subissent généralement des coûts supplémentaires dus au passage à de nouvelles pratiques et à leur mise en œuvre et seront également soumis à des risques d'échec dans la réalisation des gains escomptés. La sensibilisation des acteurs aux incertitudes, gains et pertes attendus liés aux changements de pratiques agricoles est une dimension clé de la recherche transdisciplinaire (Coolsaet, 2015).

Les initiatives transdisciplinaires constituent donc une prise de risque pour les collectifs impliqués. Une alternative réduisant la prise de risque tout en travaillant l'interaction entre scientifiques et praticiens et co-construire des solutions territoriales socialement plus acceptées est la **modélisation d'accompagnement** (Poggi *et al.*, 2021 ; Salliou *et al.*, 2019). Cette modélisation repose sur la co-construction entre scientifiques et praticiens d'un modèle représentant le fonctionnement du système socio-écologique « paysage agricole ». Ce modèle partagé, et donc moins contestable, sert de support à un jeu sérieux qui permet aux acteurs de jouer leur propre rôle et de tester virtuellement leurs stratégies individuelles et collectives, c'est-à-dire sans risques réels de préjudices et sur un pas de temps accéléré. Les interactions collectives et les apprentissages sont eux réels.

Une telle initiative transdisciplinaire pour des solutions territoriales par modélisation d'accompagnement a été testée par Salliou et Barnaud (2017) et Salliou *et al.* (2019), afin d'explorer l'innovation agroécologique que sont les paysages permettant de réduire l'utilisation des pesticides *via* la lutte biologique dans les cultures de pommiers. Salliou *et al.* (2019) ont mené une approche participative de modélisation par réseau bayésien avec cinq acteurs du Sud-Ouest de la France. Ces auteurs ont co-construit des réseaux bayésiens basés sur les connaissances des participants pour ensuite explorer des scénarios favorisant les ennemis naturels et la manipulation de l'habitat avec chaque participant. Les auteurs ont comparé la façon dont les différentes parties prenantes perçoivent l'impact de chaque scénario sur le service écosystémique de contrôle biologique et les résultats indiquent qu'un paysage avec une forte proportion d'habitats semi-naturels ne se traduit pas par un contrôle biologique significatif pour la plupart des participants même si certains acteurs perçoivent un impact significatif sur l'activité des prédateurs généralistes au sein des vergers. Pour ces acteurs locaux, une gestion des habitats à l'échelle du verger comme par exemple la végétation inter-rangs apparaît plus prometteuse qu'à l'échelle du paysage.

6.4.4. Conclusion

Les solutions territoriales et les paysages permettant des régulations biologiques constituent une voie prometteuse pour la diversification et le contrôle des bioagresseurs. Néanmoins malgré l'intérêt de cette voie, notre synthèse montre que ces solutions sont relativement très peu explorées tant dans la bibliographie que sur le terrain.

Nous identifions au travers de la bibliographie, différents **freins** permettant d'expliquer cela. D'abord l'objet même paysage/territoire agricole est un objet complexe qui génère des difficultés méthodologiques. Il s'agit d'un objet large, qui agit et réagit sur un pas de temps long, et qui est multi-acteurs, multi-filières et qui nécessite de l'action collective des approches systémiques combinant différentes méthodes, parfois interdisciplinaires. Un deuxième frein qui ressort de la littérature est l'existence d'une forme de cercle vicieux entre le manque de preuves scientifiques sur l'efficacité à grande échelle des solutions paysagères et le manque de paysages réels ayant implémenté des solutions paysagères de contrôle des bioagresseurs.

A travers l'analyse de la littérature, nous identifions aussi des **leviers** pour le développement solutions territoriales et les paysages permettant la diversification et la gestion des bioagresseurs. Un premier levier consiste à mieux rétribuer l'action que fait un individu pour le bénéfice du collectif composant le paysage. Il s'agit d'innover ou reconcevoir des politiques et mesures incitatives. Un deuxième levier consiste à mieux relier les individus et acteurs du territoire pour soutenir et faciliter l'action collective et la coordination. Cela passe par des acteurs clés comme les coopératives, des effets de réseaux d'acteurs ou des technologies d'information et communication digitales. La certification et le rôle des débouchés agricoles constituent le troisième levier repéré dans la littérature. *Via* une meilleure valorisation des productions agricoles ou des systèmes de production, la commercialisation peut induire fortement de nouvelles pratiques dans les paysages et soutenir la diversification

et la gestion des maladies *via* des régulations biologiques. Enfin, le dernier levier identifié dans la bibliographie porte sur le développement de recherches transdisciplinaires. Les initiatives transdisciplinaires permettent de développer un cadre approprié pour co-concevoir des stratégies à l'échelle du paysage plus acceptables par les acteurs et susceptibles de produire assez de données pour servir de preuve de concepts et de modèles pour d'autres territoires (Petit *et al.*, 2020).

Nous souhaitons compléter ces freins et leviers identifiés dans le corpus de l'expertise par deux points qui n'ont pas été mentionnés dans les publications mais qui nous paraissent importants pour ce qui est d'expliquer le manque de publications et le développement d'initiatives sur les solutions territoriales.

Premièrement, la mise en place et l'étude de solutions territoriales ont des coûts importants, notamment pour financer une multiplicité d'agriculteurs pour expérimenter ensemble, ou du fait de la multiplication des échantillons sur un large territoire et sur intervalle temporelle long. Or, explorer la mise en place avant-gardiste de solutions territoriales est une prise de risque économique pour les acteurs qui s'y engagent. Ainsi, de par les échelles spatiales et temporelles qu'elles impliquent, la recherche et l'étude de ces solutions territoriales sont très coûteuses et les chercheurs peinent à trouver des financements assez conséquents pour produire des preuves de concepts robustes à ces solutions territoriales. La mise à disposition de financements de projets à la taille de solutions territoriales est nécessaire pour faire franchir un cap à la recherche et à la transition vers des paysages agro écologiques durables.

Enfin, implémenter la transition *via* des solutions paysagères renvoie à la construction de projets de territoires et dépasse la seule dimension de la gestion des maladies ou problèmes d'une catégorie d'acteurs (ex. besoins des agriculteurs, besoins des consommateurs de tels produits alimentaires.). Cela implique des questions de modes de vie, de patrimoine paysager, de conditions de travail, de modes d'actions et de décisions collectives et renvoi de ce fait à la définition d'un nouveau projet de société.

6.5. Conclusion du chapitre

Ce Chapitre a analysé la littérature relative au déploiement des différents modes de diversification étudiés dans le Chapitre 3, afin d'identifier les verrous et leviers sociotechniques, économiques et institutionnels conditionnant leur déploiement et d'esquisser des stratégies d'accompagnement. Nous nous sommes appuyés sur une analyse ciblée de la littérature traitant spécifiquement de la diversification végétale à des fins de protection des cultures, qui complète l'analyse générique des déterminants de la diversification réalisée dans le Chapitre 2. Les travaux portant sur l'Europe et les situations géographiques et socio-économiques comparables comme l'Amérique du Nord et l'Australie, sont peu nombreux mais leur analyse permet de détailler, pour chaque mode de diversification, comment les verrous et leviers génériques décrits dans le Chapitre 2 entrent en jeu, et d'en relativiser l'importance. Ces travaux permettent également de renseigner la question de la rentabilité de ces stratégies de protection des cultures et de leur impact pour les exploitations. Il est cependant important de souligner que l'estimation de l'impact de la diversification végétale sur la rentabilité des exploitations agricoles est très difficile à évaluer dans une perspective unique de régulation des bioagresseurs. En effet, les modes de diversification étudiés ont des effets systémiques qui influencent des dynamiques écologiques impliquées à la fois dans la régulation des bioagresseurs et dans d'autres déterminants agroécologiques de la production, comme la fertilité des sols et la pollinisation. Les conséquences économiques de ces stratégies dépassent donc celles imputables à la seule régulation des bioagresseurs. D'ailleurs, la littérature qui tire des conclusions sur les effets de ces stratégies sur la rentabilité de ces modes de diversifications ne distingue pas les différentes sources des effets. Cet aspect systémique est également central dans l'étude des conditions d'adoption de stratégies de diversification, dont la motivation est multiple, et dans celle des conditions d'accompagnement, en particulier lorsqu'on envisage la question de la justification du soutien public à l'adoption en lien avec la multitude d'externalités positives associés à ces pratiques.

Dans cette conclusion, après une **analyse transversale des conditions de déploiement** (6.5.1) sous l'angle de modes de diversifications particuliers, nous mettons en perspective certains des verrous à l'adoption de la diversification végétale. Tout d'abord, nous avançons des éléments qui permettent de **relativiser le verrou lié à la faible rentabilité (réelle ou perçue) des modes de diversification pris isolément** (6.5.2). Ce verrou est lié d'une part au fait que le peu d'évaluations dont on dispose ne permet pas d'évaluer tous les effets économiques des modes de diversification, et notamment leurs effets intertemporels, et d'autre part au fait que la rentabilité est généralement calculée au niveau de la parcelle ou de l'exploitation et relativement à un système conventionnel non durable, sans prendre en compte les coûts externes du système conventionnel ni les bénéfices externes de la diversification. Nous soulignons qu'il est également nécessaire de **penser l'adoption de la diversification végétale de manière systémique**, en considérant des combinaisons de modes de diversification, voire des changements plus radicaux de systèmes de production, et pas simplement des adoptions à la marge. Enfin, il faut **penser l'accompagnement de ces changements en considérant tous les niveaux d'organisation socio-économiques impliqués, et au-delà du seul enjeu de protection des cultures**. Dans la dernière partie, nous listons les besoins de recherche.

6.5.1. La plupart des verrous et leviers sont communs aux différents modes de diversification végétale

Cette section passe successivement en revue les **différents types de freins à l'adoption de stratégies de protection des cultures reposant sur la diversification végétale**, en présentant pour chacun d'entre eux les leviers permettant de les contourner tels qu'identifiés dans la littérature. Il ressort de cette synthèse que la plupart des verrous qui s'opposent au déploiement de stratégie de protection des cultures basées sur la diversification végétale (et donc des leviers associés) sont communs aux différentes modalités de diversification étudiées *dans leur nature*, c'est-à-dire de par les niveaux d'organisation socio-économiques et les relations entre acteurs qu'ils impliquent (voir Chapitre 2). La manière dont ces verrous vont jouer effectivement va cependant dépendre à la fois de la modalité de diversification considérée et des conditions locales (territoires et filières impliquées), sans que la littérature ne permette de dresser une typologie de cas. Le tableau 6-10 résume qualitativement les **principaux verrous étudiés dans la littérature scientifique** pour chaque modalité de diversification. Les signes (+/0/-/?) résument l'effet et sa « force » (nombre de signe). Il faut cependant garder en tête que le corpus de littérature sur lequel cette synthèse est faite est limité.

Tableau 6-10. Synthèse des principaux verrous étudiés dans la littérature scientifique pour chaque modalité de diversification

Les signes (+/0/-/?) résument l'effet et sa « force » (nombre de signes). Il faut cependant garder en tête que le corpus de littérature sur lequel cette synthèse est faite est limité.

	Réduction utilisation pesticides	Effet sur rendement	Effet sur profit (et risque)	Verrous et leviers amonts	Verrous et leviers exploitation	Verrous et leviers aval
Intra-parcellaire et intra-spécifique : mélange de semences certifiées	(+)	(0) mais stabilisant	(0) mais stabilisant	Sélection / disponibilité de semences ou plants adaptés (--) Besoin de conseil / connaissances (-)		Débouchés : standards de marché (--)
Intra-parcellaire et Intra-spécifique : semences traditionnelles et paysannes	(+)	(-) en conventionnel ; (+) en système bas-intrants	peu rentable (--)/ sauf en circuit court (+)	Sélection / disponibilité de semences ou plants adaptés (--)		Débouchés : Standardisation de la demande (--); Valorisation de niche (+)
Intra-parcellaire : plantes de service	Contrôle des adventices (0/+)	(-)	(--/+)	Sélection / disponibilité de semences ou plants adaptés (--) Équipement pour semis (-) Besoin de conseil / connaissances (--)		
Intra-parcellaire : mélange de cultures de rente	(-/0/++) Très ambigu en GC, un peu plus positif en maraichage et arbo	(+) GC et arbo	(++) GC, maraichage et arbo	Équipement : semis, récolte, tri (--) Besoin de conseil / connaissances (--) Sélection / disponibilité de semences ou plants adaptés (--)	Calendrier de travail (-)	Débouchés (---); (+) en circuit court (GC et maraichage)

Tableau 6-10 (suite). Synthèse des principaux verrous étudiés dans la littérature scientifique pour chaque modalité de diversification

Les signes (+/0/-/?) résument l'effet et sa « force » (nombre de signes). Il faut cependant garder en tête que le corpus de littérature sur lequel cette synthèse est faite est limité.

	Réduction utilisation pesticides	Effet sur rendement	Effet sur profit (et risque)	Verrous et leviers amonts	Verrous et leviers exploitation	Verrous et leviers aval
Rotation et assolement	(++)	(-/0/+) effets hétérogènes, pouvant stabiliser ou augmenter l'irrégularité des rendements	(0/+) potentiellement stabilisant ; parfois négatif à court terme mais positif à long terme	Équipement : semis, récolte (--) si nouvelle culture avec spécificités techniques Besoin de conseil / connaissances (--) Maraichage : Disponibilité de plants (--)	Travail et charge mentale (--) ; Conception de rotations adaptées et pilotage de rotations complexes (GC et Maraichage) ; Temps de travail (+) si diversification des cultures en GC Connaissances (-) : Utilisation des plantes pièges Technique (-) : destruction du couvert végétal d'interculture sans labour (en AB ou agriculture de conservation)	Débouchés (--) : cultures de niches (GC) ; débouchés contraints par la non stockabilité (maraichage) Verrous juridiques pour créer une autonomie 'polyculture-élevage' des territoires
ESN	(+) surfaces implantées ESN généralement non traitées	(?)	(-) non rentable sans aide à l'implantation	Sélection / disponibilité de semences ou plants adaptés (--)	Calendrier de travail (-)	Débouchés (-) : Valorisation du bois et Services environnementaux

6.5.1.1. Conséquences technico-économiques des stratégies de protection des cultures basées sur la diversification végétale

Verrous

Bien que d'importance relative différente selon les modes de diversification considérés, les verrous économiques sont centraux quelle que soit l'échelle spatiale de mise en place du mode de diversification (champ, paysage), et donc pour tous les niveaux d'organisation socio-économiques (parcelle, exploitation agricole, territoire) décrits dans le Chapitre 2.

A l'**échelle parcellaire**, il faut distinguer les mélanges variétaux (variétés commerciales), l'usage de variétés populations (semences paysannes), l'introduction de plantes de service et les associations d'espèces de rente. L'un des verrous à l'adoption mis en avant par la littérature pour une majorité de ces modes de diversification (l'exception étant celle des mélanges de cultures de rente) est leur **absence d'avantage significatif en termes de rentabilité économique sur le court terme par rapport aux modes de productions conventionnels utilisant des pesticides pour protéger les cultures**, ou du moins la **forte incertitude sur l'impact de l'adoption** du mode de diversification sur la production et sa valorisation économique. Cette incertitude est renforcée par le **manque de connaissances et de références technico-économiques** sur les pratiques de diversification.

La performance des **mélanges variétaux** (diversité intraspécifique) en termes de rendement et de marge est jugée plutôt bonne dans la littérature, bien que dépendant du choix des variétés et de leur proportion dans le mélange. Les variétés disponibles ont généralement été sélectionnées de sorte à optimiser leur performance en culture pure. En comparaison des variétés cultivées « en pur », les mélanges variétaux conduisent à des **rendements moyens équivalents**, mais s'accompagnant d'une **plus grande stabilité temporelle**, et généralement d'une économie de traitement phytosanitaire conduisant à une **marge légèrement supérieure**. La littérature souligne cependant la question du manque de connaissances sur la capacité du mélange à réguler les bioagresseurs : les mélanges variétaux apparaissent efficaces pour réguler certains bioagresseurs comme les pathogènes aériens, mais ont des effets relativement faibles sur d'autres (par exemples les maladies vectorielles et les pathogènes telluriques – cf. Chapitre 3).

L'utilisation de **variétés traditionnelles** ou de **semences paysannes** (diversité intraspécifique) conduit à des **rendements et marges inférieurs** en comparaison des variétés commerciales conduites de manière intensive. Néanmoins, cet écart observé en systèmes conventionnels intensifs est **réduit** en système à **bas niveau d'intrants** (e.g., en AB). Par ailleurs, l'usage de telles semences peut être **rentable** lorsqu'associé à une valorisation par **circuit court** avec, le cas échéant, une transformation à la ferme ou la vente à un partenaire valorisant ce type de semence.

Assez peu de littérature a pu être identifiée concernant les effets de l'introduction de **plantes de service** dans la parcelle (diversité interspécifique), avec des effets contrastés selon les cas d'étude.

Plusieurs références et synthèses montrent que **les associations de cultures de rente** (diversité interspécifique) **présentent un bénéfice économique significatif**, surtout en grandes cultures. En arboriculture, la couverture végétale dans les rangs permet un meilleur contrôle des bioagresseurs et la réduction des pertes qu'ils induisent, avec un gain économique ou une meilleure stabilité des revenus. La présence de cultures de rente entre les rangs de fruitiers est rentable, surtout les premières années, avant que les arbres ne produisent des fruits. Elle permet un revenu supplémentaire, mais aussi le contrôle des adventices et autres bioagresseurs, en particulier dans les systèmes de culture peu intensifs.

A l'échelle de l'**exploitation**, les cultures de diversification introduites seules dans les assolements ou les rotations, qu'il s'agisse de cultures de rente ou de service, apparaissent dans la littérature associée à une **rentabilité plus faible** que celle des cultures déjà présentes sur l'exploitation, même avec les subventions actuelles. Une raison de ce résultat est peut-être que la rentabilité est généralement considérée ou étudiée à l'échelle de la culture et de l'année, et non dans une perspective pluriannuelle à l'échelle de la rotation, ce qui conduit à ne pas prendre en compte les effets bénéfiques de la diversification sur l'ensemble des autres cultures de la rotation, que ce soit en termes de protection des cultures que de fertilisation (voir *infra*). De plus, les agriculteurs ont peu d'informations ou de **connaissances sur la rentabilité à long terme de cette diversification**, ce qui induit de l'incertitude et fait qu'ils sont plutôt réticents à introduire de nouvelles espèces, en particulier car ils peuvent surestimer les risques associés à ce mode de diversification. L'**effet de rotations plus longues sur**

les revenus de l'exploitation est ambigu. Ces rotations permettent dans certains cas de stabiliser les revenus, voire d'améliorer légèrement la rentabilité, mais sont parfois associées à des pertes de profit en dépit d'une efficacité pour réguler les bioagresseurs. Le **manque de rentabilité est moindre** lorsque la pression des bioagresseurs est forte, **en système bas intrants**. Les aspects temporels jouent fortement, avec des risques de court-terme devant être comparés à des bénéfices incertains de la diversification sur le long-terme. En ce qui concerne le **travail agricole**, il va surtout s'agir d'un verrou pour l'introduction d'une culture de rente, car la conduite de ces cultures est plus exigeante et implique des décisions complexes en lien avec la rotation, ainsi que des aléas aux conséquences économiques importantes, surtout s'il y a peu de **références technico-économiques** sur la nouvelle culture. Les contraintes sur le travail peuvent néanmoins favoriser les cultures qui permettent d'étaler la charge de travail, même si elles sont moins performantes sur d'autres aspects. La littérature souligne cependant la **charge mentale** associée à la complexification du système de culture occasionnée par la diversification.

Concernant l'implantation d'**éléments semi-naturels**, comme les haies, les arbres ou les prairies permanentes, les principaux enjeux sont le coût d'implantation lourds (plantation, matériel...) et l'emprise au sol de ces éléments, qui réduisent la surface cultivable à court terme pour des bénéfices à long terme seulement (fertilité des sols, protection des cultures) et non-garantis. La rentabilité des **haies** ou de **l'agroforesterie** passe par la capacité à valoriser le bois (ce qui nécessite l'insertion dans des filières que les agriculteurs connaissent mal) ou par la possibilité de valoriser d'autres services écosystémiques (comme le stockage du carbone, permettant de participer à des actions de compensation écologique). Par exemple, le temps de retour sur investissement relatif à la régulation des bioagresseurs pour des haies est long (estimé à 16 ans dans le cas de production de tomates industrielles), mais serait fortement diminué en prenant en compte les autres services écosystémiques fournis par ces haies. Les **prairies permanentes** sont associées à un élevage extensif peu rentable, fortement soutenues par les subventions publiques et la réglementation. Elles permettent cependant d'atteindre des objectifs environnementaux relatifs à des labellisations permettant une meilleure valorisation des productions (certification HVE...).

Concernant la **diversification à l'échelle territoriale**, c'est-à-dire les actions impliquant des structurations spatiales et ou temporelles des paysages, le verrou de rentabilité déjà cité se retrouve amplifié mais dépend aussi des dynamiques socio-économiques locales. L'échelle territoriale est un frein en soi, car il s'agit d'un objet complexe englobant un espace (le paysage) mais aussi des attributs politiques, économiques et sociaux. Le paysage ne peut être résumé à une simple agrégation d'exploitations agricoles et d'éléments semi-naturels. Le fonctionnement socio-économique du territoire est le résultat d'interactions entre de nombreux acteurs qui structurent le paysage (agriculteurs, conseillers agricoles, industriels agroalimentaires localement implantés, des coopératives, gestionnaires de l'eau et des milieux naturels, collectivités, voire associations et porteurs d'enjeux non agricoles). Cet aspect multi-acteurs du paysage agricole rend difficile l'analyse et la mise en place des solutions territoriales pour gérer durablement les bioagresseurs. De plus, de telles solutions se heurtent à la prédominance de la propriété privée et de la liberté d'entreprendre pour ce qui touche à la gestion des sols, qui fait qu'une solution territoriale ne peut résulter que d'une action consentie par l'ensemble des propriétaires du territoire concerné. La littérature a ainsi davantage étudié les **interactions stratégiques** entre acteurs ayant chacun leur intérêt en termes de protection des cultures que les processus collectifs d'organisation et de décision à l'échelle du paysage pour des intérêts communs. Ainsi, on connaît mieux les raisons des échecs de régulation des bioagresseurs à l'échelle paysagère en l'absence de concertation que celles permettant une gestion commune de l'enjeu de protection des cultures à l'échelle des paysages et la mise en œuvre de stratégies de diversification à l'échelle territoriale. De plus, à l'échelle territoriale, plusieurs enjeux de régulation de bioagresseurs s'entrecroisent et impliquent des filières différentes, complexifiant l'identification de solutions communes.

Une autre difficulté pour évaluer la rentabilité de stratégies de diversification à cette échelle paysagère tient au fait que la majorité des résultats repose sur des travaux théoriques de modélisation et peu sur le test de solutions territoriales dans des paysages réels. Aussi, il y a une forte incertitude sur l'efficacité de ce mode de diversification et une sorte de "cercle vicieux" : en l'absence de preuve de concept solide, ce mode est peu mis en œuvre sur le terrain, et il y a donc peu d'expérimentation qui permettraient à leur tour d'établir des preuves de concept. D'un point de vue théorique, il a par ailleurs été montré que, dans un contexte où les agriculteurs d'un paysage ont un intérêt hétérogène à diversifier pour protéger les cultures (en fonction des conditions épidémiques et agro-environnementales qui leur sont propres), les stratégies de protection qui peuvent être collectivement souhaitées ne sont pas forcément adoptées individuellement, du fait qu'elles ne sont pas rentables pour une majorité d'agriculteurs alors que l'adoption collective serait très rentable pour une faible part d'entre eux.

Leviers

Les **leviers présentés dans la littérature pour contourner les verrous associés à la moindre rentabilité des stratégies de protection des cultures basées sur la diversification végétale** sont de deux ordres. D'une part, il s'agit de compléter les calculs de rentabilité des systèmes de production conventionnels en y intégrant les coûts des externalités négatives de ces systèmes, ce qui les rendrait moins attractifs (voir *infra*). D'autre part, il s'agit de soutenir directement l'adoption de pratiques de diversification. Dans ce cadre, il est surtout fait mention du levier financier, visant à **soutenir l'adoption de la diversification** par des **subventions** (PAC et autres aides publiques) permettant de maintenir le revenu des exploitations, ou par des **assurances** permettant de diminuer le risque associé aux pratiques de diversification. L'effet des assurances est cependant ambigu, pouvant favoriser la diversification lorsqu'elle joue comme un complément, mais la freiner lorsqu'elle a un rôle de substitut. Il a par exemple été montré que, concernant la diversification des variétés d'une même espèce dans les parcelles d'arbres fruitiers, la mise en place d'assurances face aux aléas climatiques tend à favoriser la diversification variétale, alors que dans d'autres cas (par exemple, l'introduction d'une culture moins rentable dans une rotation intensive), l'assurance va conduire à renforcer la culture dominante et sa protection chimique. Le principe d'un soutien financier est souvent justifié par l'idée de rétribuer les externalités positives associées à la diversification, généralement du fait des SE fournis (voir Chapitre 5), surtout en ce qui concerne l'agroforesterie et les éléments semi-naturels comme les haies ou prairies permanentes.

6.5.1.2. Amont des filières

Verrous

A l'**amont de la filière**, le principal verrou est l'**approvisionnement en semences** et en plants, et le **manque de variétés performantes** (rendement insuffisant ou trop variable dans le temps) pour les espèces de diversification.

Les mélanges variétaux font face à de nombreux verrous à l'échelle des filières céréalières, relatifs au développement et à l'usage des mélanges. **La manière dont les mélanges de variétés sont conçus et distribués pourrait avoir des impacts sur l'innovation et la répartition des bénéfices entre acteurs de la filière.** L'adoption de **variétés paysannes** dépend quant à elle du **réseau d'agriculteurs** impliqués dans les échanges de semences. La structure et le mode de fonctionnement de ces réseaux d'échange, contingents à chaque territoire ou espèce, jouent un rôle important. Il peut également y avoir des verrous liés à la réglementation et à l'inscription des variétés aux catalogues officiels, qui limitent l'accès aux semences ou leur échange entre agriculteurs, mais ces verrous ne semblent pas les plus bloquant.

En lien avec l'approvisionnement en semences, se pose la question de l'**amélioration des variétés** utilisées pour la diversification et de leur adéquation aux besoins de l'agriculteur. En effet, les efforts de sélection portent majoritairement sur les espèces dominantes. Il y a un manque d'investissement en sélection génétique pour les espèces de diversification et/ou une adéquation insuffisante aux critères de commercialisation de l'aval de la filière. Par exemple, concernant la diversification intra-parcellaire, la sélection se fait traditionnellement sur des traits spécifiques aux systèmes conventionnels cultivant des variétés pures. Or, ce ne sont pas les mêmes traits qu'il est intéressant de sélectionner pour une culture en pur ou en mélange. Par exemple, l'enjeu de résistance à la verse est différent dans le cas d'une association pois/céréale versus pois seul. La **sélection des plantes de services** devrait également être menée **de manière conjointe à la sélection de l'espèce principale**, en fonction des traits souhaités pour l'une et l'autre des espèces (ex: capacité d'enracinement limitée et dormance estivale des couverts de graminées implantés dans des champs de maïs pour limiter la concurrence).

Enfin, le manque de connaissances et de référentiels technico-économiques à disposition des agriculteurs (*cf. supra*) est le fait d'un **manque d'investissement dans la production de ces référentiels par la recherche et les instituts techniques, et d'un manque de conseil autour des pratiques de diversification.** En l'absence de connaissances ou de conseils et de fiches techniques pour l'implémentation et la conduite des mélanges de variétés, de cultures ou l'association avec des plantes de services, les agriculteurs ont une perception négative de ces pratiques qui freine leur mise en œuvre. La mise en place de nouveaux itinéraires techniques exige de nouveaux apprentissages, parfois loin des bases agricoles (ex. agroforesterie). La production de références techniques au niveau de la culture peut aussi être peu adaptée à la mise en œuvre d'une diversification au niveau des rotations.

La question de l'**équipement** n'est pas présentée comme un verrou majeur dans la littérature, du moins lorsqu'on considère tous les modes de diversifications confondus. Concernant l'adoption d'une nouvelle culture sur l'exploitation, le besoin en équipement semble de moins en moins problématique, vraisemblablement car la littérature s'est surtout intéressée à l'introduction de cultures commerciales pour lesquelles les équipements existent, mais aussi car les coûts d'équipement peuvent être mutualisés dans les CUMA ou les coopératives, y compris pour le stockage. Cet enjeu de l'équipement est plus prégnant pour les mélanges de cultures de rente. Ce mode de diversification est en effet plus complexe dans des contextes mécanisés (pour le semis et la récolte) car la plupart des équipements ont été développés pour des cultures pures. Les enjeux sur l'équipement y sont importants, car les semoirs adaptés aux mélanges sont plus coûteux que le matériel standard, par exemple, et les moissonneuses-batteuses nécessitent un réglage plus complexe pour la récolte, surtout en lien avec l'enjeu de tri ultérieur. En effet les mélanges les plus faciles à récolter conjointement de par des tailles de grains comparables sont aussi ceux qui sont les plus durs à trier par la suite. Pour le tri, les trieurs optiques sont plus performants mais ne sont rentables que pour des cultures à forte valeur ajoutée du fait de leur coût plus élevé et de leur débit moindre. De ce point de vue, le semis en bande qui permet des récoltes séparées des deux espèces a de grands avantages.

Leviers

La littérature identifie quelques **leviers face aux verrous liés à l'approvisionnement en semences performantes pour la diversification**. La principale recommandation est de faire en sorte qu'il y ait une véritable stratégie d'**amélioration des plantes (de rentes, de services) en conditions de diversification végétale** (associations variétales et spécifiques) pour développer les bénéfices agronomiques (en particulier de régulation des bioagresseurs) et limiter les effets négatifs (par exemple, la concurrence entre plantes) tout en maintenant et stabilisant les rendements. Pour définir les critères de sélection les plus pertinents et expérimenter une sélection adaptée aux différents contextes de diversification, une piste est d'**utiliser la recherche participative et transdisciplinaire**, impliquant semenciers, agriculteurs, transformateurs et consommateurs, comme cela se fait pour les mélanges de variétés paysannes.

Les semences paysannes peuvent bénéficier de débouchés plus rémunérateurs dans certaines niches, et être donc viables économiquement, en valorisant le caractère 'local' ou 'paysan' dans des circuits courts, ou les qualités organoleptiques de certaines variétés anciennes.

Par ailleurs, **face à l'incertitude à laquelle l'agriculteur fait face lorsqu'il doit décider ou non de l'adoption de pratiques de diversification**, une solution proposée est de **renforcer les connaissances dont on dispose sur ces pratiques et d'améliorer leur diffusion**. En plus d'informer les agriculteurs sur les modalités de mise en œuvre et sur la performance des systèmes diversifiés, cela permettrait de changer leur perception des risques associés. La littérature souligne le rôle potentiel de la recherche et d'un renforcement du conseil indépendant de la fourniture d'intrants et formé à l'agroécologie. Un autre type de solution repose, à l'échelle territoriale, sur des leviers d'ordre organisationnel, tels que la mise en place des organisations collectives, l'importance de la concertation, l'échange de connaissances et d'information. Les coopératives et les réseaux d'acteurs peuvent jouer un rôle important dans cette optique.

6.5.1.3. Aval des filières

Verrous

En **aval de la filière**, les deux verrous principaux sont l'**existence de débouchés** et les **standards de production**.

Pour le maraîchage, le développement de la diversification des variétés et des espèces et l'effet sur la rentabilité de l'exploitation dépendent principalement des débouchés et de la structuration de la filière aval. En effet, la diversification des espèces réduit la taille des lots commercialisables par espèces, et parfois leur qualité commerciale du fait d'une moindre maîtrise technique. Or les exigences des Grandes et Moyennes Surface (GMS) en termes de quantités et de standards de qualité, ainsi que leur pression par les prix bas sur les coûts de production ne favorisent pas la diversification. La vente directe ou en circuit court permet une valorisation des différentes variétés et espèces (valorisant le goût pour la diversité de gamme du consommateur) et une meilleure rémunération sur les variétés anciennes.

Pour les céréales, certains débouchés comme la meunerie française exigent des variétés spécifiques et sont donc difficilement compatibles avec la culture de mélanges variétaux. Les variétés paysannes, elles, peuvent bénéficier de débouchés dans des secteurs de niche, en lien avec l'évolution de la demande des consommateurs (ex. circuits courts et boulangerie).

Pour les cultures de niche qui seraient introduites dans les rotations ou les assolements, il peut y avoir un manque de débouchés et une faible valorisation commerciale. Le choix d'adopter une nouvelle culture sur l'exploitation doit être pensé dans le temps et l'espace pour gérer les volumes de production de chaque culture, en fonction des besoins de production, que ce soit pour garantir un débouché ou répondre à une contrainte interne à l'exploitation (alimenter un atelier d'élevage par exemple). De plus, en dehors des filières labellisées, seules certaines cultures nouvelles peuvent correspondre à une demande croissante de la part des consommateurs, comme les légumineuses.

Pour l'association de cultures de rente, enfin, le coût du tri à la récolte et des barrières techniques associées constituent le verrou principal en lien avec l'aval des filières.

Leviers

Différents leviers sont discutés dans la littérature pour contourner les verrous de l'aval des filières agricoles.

Les débouchés des cultures de diversification sont réduits dans le contexte de chaînes longues de distribution (principalement grande distribution) qui privilégient les volumes et les produits standardisés. **La vente dans des circuits de niches** (vente directe, AMAP...) permet de lever ce verrou. Il s'agit là d'innovations à l'extérieur du régime dominant, et dont l'extension en termes de volume est limitée. Il y a donc un enjeu à développer des débouchés qui ne soient pas réservés aux circuits courts.

Une autre façon de valoriser les productions issues de la diversification végétale consiste à **communiquer auprès des consommateurs** sur les vertus des modes de production, pour capter leur disponibilité à payer pour l'environnement, la santé, ou le maintien d'une agriculture paysanne. Les consommateurs sont toutefois hétérogènes : cette stratégie de communication risque de n'être efficace qu'auprès d'une partie d'entre eux, même si la littérature ne dit rien sur ce que représente cette partie. La **certification** (charte, appellation d'origine...) offre aussi de meilleurs débouchés, et peut renforcer les dynamiques territoriales.

L'aval des filières offre également des leviers permettant de faire sauter le verrou de la rentabilité. Il a été proposé de **mieux répartir la valeur dans les filières**, afin de ne pas laisser les agriculteurs supporter seuls les coûts de la diversification et les risques associés. Cela est possible soit en créant de nouveaux circuits de vente, soit par des politiques publiques limitant le pouvoir d'oligopsonne⁵¹ des distributeurs.

6.5.2. Un manque de rentabilité à relativiser

Les évaluations de performances (notamment agronomiques et économiques) des modes de diversification sont généralement réalisées par rapport à des systèmes optimisés en régime conventionnel. La **situation de référence** pour les agriculteurs (et pour beaucoup de travaux visant à évaluer les effets de la diversification) est une production dont la clef de voute est l'usage de pesticides pour protéger les cultures, dans un **contexte technico-économique qui a été optimisé pour la valorisation des cultures principales et sans prise en compte des coûts environnementaux de ces systèmes** (voir Chapitres 1 et 2). La rentabilité de la diversification est donc souvent comparée à cette situation de référence, généralement plus rentable (surtout dans des contextes pédoclimatiques productifs et lorsque les prix des cultures sont élevés) et moins sujette aux risques phytosanitaires à court terme. Les plantes cultivées utilisées par les organismes de recherche et développement pour tester les performances des modes de diversification sont ainsi majoritairement des variétés sélectionnées pour une situation de production conventionnelle avec des apports chimiques adéquats. On note par ailleurs une meilleure profitabilité des modes de diversification lorsqu'ils sont envisagés dans des systèmes à bas niveau d'intrant ou en Agriculture Biologique.

⁵¹ Situation de marché caractérisée par un faible nombre de gros acheteur et un grand nombre de petits producteurs, comme cela est le cas dans la grande distribution avec les centrales d'achat.

De plus, le manque de références technico-économiques pour les cultures de diversification, souvent mineures, est un frein à la diversification. Le modèle économique des différents instituts techniques produisant ces références amène à la production de connaissances sur les cultures majoritaires en volume, en lien avec les attentes des filières contribuant le plus au financement de ces instituts. Les connaissances sont souvent produites à l'échelle de la culture plutôt qu'à une autre échelle plus pertinente dans une logique de diversification, par exemple la rotation, et sur une échelle temporelle courte, limitant la prise en compte des bénéfices de différentes natures (économique, environnementale, etc.) qui s'expriment sur le plus long terme.

Enfin, la diversité des territoires rend difficile l'utilisation générique des références existantes disponibles pour les modes de diversification végétale. Si les références développées dans le cadre d'une conduite conventionnelle s'extraitent fortement du contexte de production par le recours aux intrants (ce qui représente une des forces majeures du modèle conventionnel), les performances des cultures produites dans des systèmes diversifiés sont par nature dépendantes du contexte biogéographique et météorologique. **Les références contextualisées manquent.** Cela rejoint les enjeux de dépendance au contexte local identifié dans le Chapitre 3 pour l'évaluation des effets des modes de diversification en termes de régulation des bioagresseurs.

Pour toutes ces raisons, il y a un **besoin d'appui pour concevoir les modes de diversification, les piloter** (ex: outils d'aide à la décision sur la conduite des cultures dans l'espace -à différents grains- et le temps), **et estimer leur rentabilité** prenant en compte leurs effets complexes et leurs bénéfices multiples, y compris pour la société (voir Chapitre 5).

6.5.3. Les dynamiques de changement à considérer étant complexes, il faut penser la diversification végétale de manière systémique

Le cadre conceptuel de l'ESCo (*cf.* Introduction générale) considère les multiples dynamiques ayant lieu aux différents niveaux d'organisation et à différentes échelles de temps et d'espace au cours de la diversification (ou, au contraire, de la simplification) des systèmes agricoles. Ces dynamiques sont à la base des boucles de rétroaction au sein des systèmes socio-écologiques agricoles.

La littérature scientifique souligne régulièrement et depuis longtemps **l'importance de combiner les pratiques de diversification végétale pour favoriser les régulations biologiques, mais aussi d'autres services écosystémiques favorisant la production agricole** (par ex. Altieri, 1996 ; Gliessmann *et al.*, 1998 ; Malézieux *et al.*, 2009 ; Duru *et al.*, 2015, etc.). Par exemple, Bailey *et al.* (2009) ont conduit une enquête auprès de 571 céréaliers anglais portant sur de nombreuses pratiques de protection intégrée des cultures dont l'usage de mélanges variétaux, de cultures pièges, la rotation de cultures, l'usage de prédateurs ou de phéromones. Les principales cultures produites par ces agriculteurs sont le blé et l'orge. Les auteurs mettent en avant **l'intérêt à combiner ces pratiques** plutôt qu'à les considérer séparément. Une analyse en composante principale permet de regrouper les exploitations selon quatre grands types de spécialisation. Les exploitations qui réalisent des mélanges variétaux (moins de 10% des répondants), sont aussi celles qui utilisent des cultures pièges, introduisent des prédateurs et des phéromones. Des analyses complémentaires montrent d'une part qu'il est difficile d'identifier des facteurs qui favorisent cette spécialisation, et d'autre part que l'usage d'insecticides est significativement réduit avec cette spécialisation. Introduire et/ou prendre en compte davantage de diversité dans la composante végétale des agroécosystèmes ne consiste pas simplement à modifier le fonctionnement de l'exploitation à la marge, car cela impacte le fonctionnement spatial (assolement) et temporel (rotation) de l'exploitation, pouvant parfois entraîner un basculement vers de nouveaux systèmes de culture, voire de nouveaux systèmes de production, et modifie aussi la nature ou la quantité des ressources requises (humaines, matérielles, etc.). Mais la spécialisation des exploitations freine le déploiement de pratiques agroécologiques cohérentes. La combinaison des modes de diversification est une innovation contrainte et empêchée par son incompatibilité avec le système dominant (Geels, 2002).

Du fait de la complexité des systèmes socio-écologiques agricoles, des boucles de rétroaction positives ou négatives interviennent dès qu'un changement est opéré. D'une part, lorsqu'un frein à l'adoption d'un mode de diversification est levé, un nouveau frein peut apparaître à plus ou moins long terme. Ainsi, la création locale de débouchés pour une culture mineure (création d'une niche d'innovation) peut être efficace dans un premier temps pour favoriser l'adoption d'une culture de diversification, mais cette mesure peut s'avérer insuffisante quelques années plus tard si l'offre dépasse la demande. D'autre part, les dynamiques des leviers de

diversification peuvent également entraîner des boucles vertueuses : la mobilisation des facteurs locaux tels que la préexistence de groupes professionnels autour de problématiques définies (par ex. les groupements d'intérêt économique et environnemental GIEE), l'organisation des chaînes de valeur locales, ou encore l'organisation du conseil agricole local peut favoriser significativement l'engagement des agriculteurs dans une stratégie de diversification collective.

De même, du fait du caractère systémique du verrouillage, un frein peut être levé par un ou des leviers au même niveau d'organisation (exploitation agricole, filière amont, filière aval, R&D, territoire) mais souvent plus efficacement ou à moindre coût à un autre niveau (concept d'innovations couplées). Par exemple, le manque de rentabilité à court terme d'une culture de diversification peut être compensé par une plus grande rentabilité à long-terme de la rotation diversifiée ou par des risques économiques plus faibles. Par ailleurs, la nature dynamique du système induit des évolutions amenant à de nouveaux leviers ou de nouveaux verrous parfois difficiles à prévoir. **Ainsi, si le verrouillage est systémique, le déverrouillage doit l'être aussi.**

Morel *et al.* (2020) identifient ainsi trois modèles d'intégration de nouvelles cultures en s'appuyant sur la théorie du régime dominant et des niches de Geels (voir section 6.2) :

- « Changer de l'intérieur » : diversification des rotations par innovation au sein des systèmes alimentaires dominants, les cultures alimentent toujours les marchés de produits de base. Les acteurs développent des innovations compatibles avec ce régime dominant. Ex : intégration du soja dans les rotations de grandes cultures pour alimenter l'industrie de l'alimentation animale.
- « Construire à l'extérieur du régime dominant », où la diversification des cultures est valorisée par le développement des marchés locaux, et/ou avec la création d'innovations dans la transformation des produits. Ex : introduction de cultures mineures qui sont transformées en produits innovants à haute valeur ajoutée (ex: fromage de lupin ou pop-corn de sarrasin).
- « Jouer à l'horizontale », où les agriculteurs se coordonnent pour construire une stratégie alternative de diversification des cultures sans remettre en cause directement l'organisation verticale de la filière dominante (ex: échange de parcelles entre agriculteurs, coordination entre agriculteurs pour augmenter les volumes...).

Il y a donc un gradient de changements possibles.

6.5.4. Perspectives sur l'accompagnement de la diversification

Un verrou majeur à l'adoption des différents modes de diversification est la balance bénéfices / coûts (ou risques), qui mobilise des temporalités distinctes : **les coûts de la diversification, principalement de nature économique, sont de court terme et supportés par l'agriculteur, tandis que les bénéfices sont souvent plus aléatoires (i.e. variables, donc assorti d'un risque), partagés (profitant à d'autres acteurs, voire à l'ensemble de la société), et s'inscrivent dans le long-terme et concernent des enjeux de différentes natures (économique, environnementale et écologique, sanitaire).** Si on reprend l'exemple des haies adjacentes à des champs de tomate d'industrie, le temps de retour sur investissement est de 16 années si seul le service de régulation des bioagresseurs est pris en compte (soit une compensation du coût d'établissement d'une haie et son emprise foncière par l'absence du coût d'utilisation des pesticides uniquement), mais de seulement 7 ans si d'autres services sont pris en compte, comme la pollinisation par les pollinisateurs sauvages (Morandin *et al.*, 2016).

Dans le déploiement de la diversification végétale à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation et du territoire, **un compromis doit être pensé de façon dynamique entre, d'une part, le maintien ou l'augmentation des performances économiques des exploitations à court-terme** avec des cultures rémunératrices et, **d'autre part, l'augmentation des performances à long-terme des exploitations et des territoires** par la plantation de cultures et d'éléments semi-naturels qui permettront d'équilibrer rendement économique et bénéfices environnementaux dans un contexte moins dépendant des intrants.

Définir une stratégie de protection des cultures basée sur la diversité végétale est donc complexe et fait face à de nombreux verrous aux différents niveaux d'organisation socio-économique. Cette complexité dépend fortement du contexte considéré, et il apparaît impossible de donner une « solution clé en main générique » favorable à l'adoption des modes de diversification et qui soit uniforme sur l'ensemble du territoire national. La caractérisation des obstacles et des leviers locaux, ainsi que des opportunités d'action collective est un prérequis pour traiter des problématiques agroécologiques locales. Mais cette complexité du local ne constitue pas une

entrave absolue aux changements. Suivant le cadre théorique des transitions de Geels (2002), on peut promouvoir les changements en agissant également sur le contexte général (paysage socio-économique). Pour cela, l'économie nous enseigne qu'une hausse des prix des intrants, par exemple *via* une taxation environnementale pour prendre en compte leurs externalités négatives, permettrait d'avoir une référence "conventionnelle" moins avantageuse économiquement et dont il est plus facile de s'écarter. De même, s'il n'est pas possible de définir précisément quel est le mode de diversification qui permettra une protection des cultures dans un contexte donné, un soutien "générique" à la diversification dans les politiques publiques peut inciter les agriculteurs à expérimenter dans leur territoire afin de déterminer la solution qui convient le mieux à leurs systèmes de culture. Les interactions entre productions végétales et animales peuvent jouer un rôle moteur territorial (voir Encadré 6-2). Il faut rappeler que si les agriculteurs sont les acteurs qui mettent en place les pratiques agricoles, consommatrices ou réductrices de pesticides, ils ne peuvent le faire que si l'ensemble de la filière change de façon radicale, depuis la production d'intrants (semences notamment) jusqu'à la commercialisation et même les choix des consommateurs. Doivent donc s'ajouter des accompagnements spécifiques à l'adaptation des filières et des modes de production au plus près du terrain (échelle territoriale). Enfin, les motivations à la diversification dépassant largement la simple recherche d'alternatives aux pesticides pour protéger les cultures, il est primordial de penser l'accompagnement de la diversification pour cet objectif de manière conjointe et cohérente avec les autres politiques publiques pouvant se servir de la diversification comme levier. En prenant en compte l'ensemble des bénéfices de la diversification pour la société, notamment concernant les services écosystémiques tels que décrits dans le Chapitre 5, il est possible de définir la valeur sociale de la diversification et d'y adosser un soutien public.

La littérature identifie plusieurs leviers relevant de la mise en œuvre de politiques publiques pour soutenir directement ou indirectement le recours à la diversification plutôt qu'aux pesticides pour protéger les cultures. Un **soutien direct** va chercher à accompagner l'adoption de pratiques de diversification, par le conseil, la recherche, l'aide à l'investissement et le soutien aux débouchés, ou même par des subventions directes. Il peut être ciblé de manière à inciter l'innovation et sa diffusion, par exemple en favorisant l'émergence d'une pratique / culture de niche, en en protégeant le développement et en accompagnant son adoption. Un tel soutien est généralement bien reçu par les acteurs mais se heurte à des contraintes budgétaires. Un **soutien indirect** passerait par une correction des imperfections de marché qui favorisent actuellement les systèmes de production conventionnels consommateurs d'intrants, et en particulier de pesticides. Il peut s'agir notamment de la suppression du soutien aux activités destructrices de biodiversité (Centre d'Analyse Stratégique, 2012), de l'interdiction de l'usage des pesticides ou de leur taxation à hauteur des externalités négatives que leur usage génère. La **taxation** offre des alternatives intéressantes à la réglementation et aux interdictions d'usage. Ce type de taxation environnementale est très plébiscité par les économistes de l'environnement (Zilberman et Millock, 1997 ; Falconer, 1998 ; Nam *et al.*, 2007 ; Berendse, 2017 ; Finger *et al.*, 2017), car il s'agit d'un outil efficace, sur un plan théorique, qui déclenche à la fois une réduction des usages (en commençant par les moins rentables) et des mécanismes de substitution, et donc un intérêt pour des stratégies de protection des cultures alternatifs, dont la diversification végétale. Elle génère également des revenus, qui peuvent être utilisés pour accompagner le changement vers des pratiques plus vertueuses, par exemple. A noter que l'effet d'une taxe peut être plus ou moins disruptif. Une taxe de faible niveau va conduire à des substitutions d'intrants et des adaptations à la marge des systèmes de production, et donc à l'adoption de modes de diversifications qui sont compatibles avec les modes de productions en place (par exemple, les mélanges de variétés). Une taxe à un niveau beaucoup plus élevé peut induire la reconception de systèmes de production et l'adoption de (combinaisons de) modes de diversification plus importants (par exemple, la recombinaison d'une trame d'éléments semi-naturels).

Il faut cependant noter que la mise en œuvre de tels outils désincitatifs est rendue difficile du fait de l'influence de certains lobbys (Mahé et Roe, 1996 ; Swinnen, 2008 ; Swinnen *et al.*, 2015 ; Ansaloni, 2015), et de la faible acceptabilité de la taxation en général et des taxations environnementales en particulier (Rivlin, 1989). Ces taxes sont généralement perçues par la population générale comme coercitives et moins efficaces que des incitations positives (subventions) pour conduire à des changements de comportement (Schuitema *et al.*, 2010). Ce phénomène a été observé pour d'autres enjeux, le plus connu étant celui de la taxe carbone et de son effet sur le prix des carburants, qui ont conduit à leur rejet dans de nombreux pays (Carattini *et al.*, 2018, 2019 ; Maestre-Andrés *et al.*, 2019). La taxation environnementale des pesticides reste pourtant un outil potentiellement très puissant pour amorcer la transition agroécologique (Zilberman et Millock, 1997 ; Falconer, 1998 ; Nam *et al.*, 2007 ; Berendse, 2017 ; Finger *et al.*, 2017). Sa mise en œuvre nécessiterait une analyse des déterminants de l'acceptabilité sociale de telles politiques (van Straalen et Legler, 2018). La pré-affectation des revenus de taxes à des programmes plébiscités par les agriculteurs peut être une solution (Baranzini et Carattini, 2017 ; Maestre-Andrés *et al.*, 2019 ; Beiser-McGrath et Bernauer, 2019). Quoiqu'il en soit, l'étude des instruments de politique publique permettant d'accompagner la transition agroécologie est un front de recherche appelé à se développer.

6.5.5. Besoins de recherche

L'analyse de la littérature sur l'adoption des modes de diversification menée dans ce Chapitre met en lumière plusieurs manques de connaissances ou questions de recherche émergentes. Globalement, ces questions de recherche visent à améliorer notre compréhension du rôle des organisations socio-économiques dans la protection des cultures et dans l'adoption de pratiques innovantes. On peut les organiser selon cinq niveaux correspondant à l'enjeu spécifique de la réduction des pesticides d'une part, et aux échelles – exploitation, filière, territoire et contexte institutionnel – impliquées d'autre part.

6.5.5.1. Comprendre la place de la diversification dans la transition vers une agriculture sans pesticides

Le Chapitre 3 a conclu que les modes de diversification étudiés induisent une régulation de différents bioagresseurs, sans qu'il soit possible d'en quantifier l'ampleur a priori. La littérature analysée dans ce Chapitre montre que le déploiement de ces modes de diversification s'accompagne d'une réduction de l'usage des pesticides mais sans que cela ne garantisse leur abandon. Or, c'est bien la sortie des pesticides qui est présentée comme objectif politique de long terme au niveau national et européen.

Pour comprendre la place que la diversification végétale pourrait jouer dans la transition vers une agriculture sans pesticides, il est nécessaire de combler certains angles morts de la littérature scientifique, liés à la connaissance des déterminants des choix de protection des cultures.

Si le Chapitre 2 a listé un ensemble de déterminants génériques, le présent Chapitre met en avant le fait que l'on ne peut pas, étant données les connaissances actuelles, estimer quelles seront les réductions de l'usage des pesticides associées aux différents modes de diversification. Cela est dû à la méconnaissance du lien entre l'état agroécologique du paysage (populations de bioagresseurs et de leurs ennemis naturels) et les décisions de protection des cultures des agriculteurs. Des travaux sont nécessaires pour comprendre comment l'**information agroécologique**, qu'elle soit issue d'observations personnelles ou de conseil, est utilisée par les agriculteurs, et quelle est l'information la plus pertinente à acquérir en vue de l'adoption de stratégies de protection des cultures basées sur la diversification végétale. Il est également nécessaire de mieux comprendre le **rôle du risque et de sa perception**, et la manière dont les connaissances agroécologiques d'une part, et les connaissances et références technico-économiques d'autre part, peuvent influencer cette perception. Cela permettra d'orienter les efforts de R&D, mais aussi le développement d'outil d'accompagnement comme le conseil ou les assurances. La meilleure connaissance de ces risques est également importante pour envisager la manière de les répartir au sein des filières, car les modes de diversification ont peu de chance d'être adoptés si les risques associés ne sont supportés que par les exploitants. L'établissement de stratégies de protection des cultures n'étant pas indépendant des autres enjeux et contraintes de l'exploitation (cf. Chapitre 2), il est de plus en plus nécessaire de comprendre les **interactions** entre ces choix et ceux relatifs aux **autres objectifs de l'exploitant**. Cela est d'autant plus nécessaire que la diversification a de multiples effets (voir Chapitres 3, 5 et ce Chapitre) et que, comme le montrent Zhang *et al.* (2018), la perception de la contribution de la régulation naturelle des bioagresseurs à la production agricole est considérée, en moyenne, comme moins importante que la fertilité des sols et la pollinisation.⁵² Il est d'ailleurs important de souligner une nouvelle fois que la littérature examine très peu les **autres motivations (motivations non-économiques, voir Chapitre 2)** aux choix des agriculteurs.

Enfin, la littérature analysée dans ce Chapitre montre que la plupart des modes de diversification sont plus rentables dans des systèmes à bas niveaux d'intrants, et en particulier en Agriculture Biologique. Cela peut être dû à une meilleure valorisation de la production, grâce au label AB (voir Chapitre 2) mais également aux multiples effets bénéfiques de la diversification sur les services écosystémiques dont bénéficie l'agriculteur (Chapitre 5). La certification AB a pour conséquence l'abandon des pesticides de synthèses sur l'exploitation, et est donc un

⁵² Zhang *et al.* (2018) réalisent une enquête auprès de 85 exploitants principalement en grandes cultures (blé surtout mais aussi maïs, betterave, colza) dans 7 pays membres de l'UE (Allemagne, Hongrie, Italie, Pays-Bas, Pologne, Suède et Royaume-Uni) en 2014. Leur objectif est de révéler le rôle des perceptions des agriculteurs concernant la gestion naturelle des bioagresseurs. Leurs résultats indiquent d'abord que la contribution de la régulation naturelle des bioagresseurs à la production agricole est considérée, en moyenne, comme moins importante que la fertilité des sols et la pollinisation, et que cette perception est très hétérogène dans l'échantillon. Ils montrent également un relatif manque d'intérêt pour ces modes de gestion.

levier intéressant pour accompagner la sortie des pesticides. Ce que montre notre synthèse, c'est que la diversification peut jouer un rôle important dans les systèmes AB, en régulant les bioagresseurs mais aussi en améliorant la rentabilité de la production. Par ailleurs, la certification AB offre une niche de valorisation des productions basées sur des systèmes diversifiés (cf. Chapitre 2). Bien qu'il s'agisse là de deux approches différentes, réglementaire pour la certification AB et agroécologique pour la diversification, des travaux de recherche sont nécessaires pour **comprendre les complémentarités** entre ces outils, et notamment la manière dont **différents modes de diversification peuvent s'inscrire dans une dynamique de conversion vers l'AB**.

6.5.5.2. Evaluer les effets des différents modes de diversification sur le fonctionnement et la rentabilité des exploitations agricoles

La littérature analysée dans le Chapitre 2 met en avant le rôle des déterminants économiques, et notamment du profit, dans les décisions des agriculteurs. Or, la littérature examinée dans le présent Chapitre se montre limitée, tant en quantité qu'en nature, pour évaluer l'impact économique des modalités de diversification. En dehors du cas des mélanges de variétés (qui n'affectent pas le profit mais réduisent sa variabilité) et des mélanges de cultures (qui sont profitables du fait des économies d'intrants et de meilleurs rendements, et en dépit d'un besoin de matériel et d'une modification des débouchés), les études sur les autres modes de diversifications sont peu nombreuses. Il est donc nécessaire de **disposer de plus d'évaluations dans des contextes variés**, que ce soit dans des situations réelles (commerciales) ou expérimentales.

Dans certains cas, comme pour les rotations, les résultats sont ambigus, et cette ambiguïté est exacerbée par de grandes variations méthodologiques dans la manière d'estimer les effets économiques. En effet, les effets de la diversification sont multiples et intemporels, par exemple lorsque la régulation écologique se met en place de manière graduelle, ou que l'introduction d'une nouvelle culture affecte la performance économique des cultures suivantes dans la rotation. Il est donc nécessaire de disposer de plus d'**évaluations intertemporelles** de la rentabilité de la diversification.

Les effets de la diversification peuvent également être spatiaux et dépasser les limites de l'exploitation agricole. En régulant les bioagresseurs à l'échelle des paysages agricoles, les actions de diversification coûteuses pour un agriculteur peuvent générer des **bénéfices pour ses voisins** (voir la section 6.5.5.4 sur le déploiement territorial de la diversification et ses bénéfices collectifs). **Les bénéfices peuvent également être sociaux**, en termes de protection de la biodiversité (Chapitre 3) ou de réduction de la pollution liée aux pesticides. Dès lors, une **évaluation des coûts et des bénéfices de la diversification à l'échelle paysagère ou à l'échelle de la société dans son ensemble** serait pertinente. De tels travaux sont rares.

Cela est particulièrement le cas pour les ESN, qui ne sont généralement des productions marchandes. On ne dispose pas actuellement d'études de cas complètes sur les déterminants de l'implantation d'ESN par les exploitants agricoles et les propriétaires fonciers, privés ou publics, et qui intègrent les enjeux économiques, réglementaires, et de connaissance, y compris concernant leurs coûts et bénéfices économiques et environnementaux à long terme.

6.5.5.3. Lever les verrous liés à l'insertion des exploitations dans les filières agricoles

Nos connaissances des liens au sein des filières méritent également d'être approfondies, en lien avec les verrous et leviers au déploiement identifiés par la littérature.

En ce qui concerne l'amont des filières, il serait intéressant de disposer de plus d'études socio-économiques des **différents modèles de sélection des variétés**, ainsi que du rôle que les réseaux d'agriculteurs peuvent y jouer, pour concevoir des voies d'approvisionnement en semences et plants performants dans des contextes de diversification. De même, le développement d'**expérimentation et la conception d'outils d'aide à la décision** permettraient de combler les déficits de connaissance sur la conduite et la performance des systèmes diversifiés.

En ce qui concerne l'aval des filières, l'étude des circuits de mise sur le **marché alternatifs** (vente directe, certification...) pourrait aider à pallier le manque de débouchés auquel les agriculteurs qui souhaitent diversifier leurs systèmes de production font face. Il est également important d'étudier le **comportement des consommateurs** (préférences environnementales, réaction aux fluctuations des prix...) pour évaluer dans quelle

mesure la demande finale est susceptible d'accompagner la transition vers une régulation des bioagresseurs par des méthodes agroécologiques.

Enfin, une dimension très peu explorée dans la littérature concerne les **mécanismes de répartition de la valeur et des risques au sein des filières**, et de leur effet sur l'adoption de stratégies de protection des cultures basées sur la diversification, et notamment sur leurs effets sur la rentabilité des exploitations.

6.5.5.4. Lever les verrous liés au déploiement de la diversification dans les territoires

A l'échelle des paysages et des territoires, le principal front de science concerne la manière de **coordonner l'action d'acteurs** aux enjeux différents. Il s'agit notamment d'étudier les **interactions stratégiques** en agents et la manière de les réguler, ainsi que la **conception de politiques publiques ou de mécanismes de coordination qui aient une dimension spatiale** adéquate.

Un autre enjeu est de mieux appréhender les **mécanismes d'adoption d'innovations et leur diffusion** dans les territoires ou réseaux d'acteurs, afin de comprendre comment faciliter cette adoption à large échelle.

Enfin, la conception de **nouveaux modèles d'organisation collective de la protection des cultures** basés sur la coopération et la coordination des agents dans les territoires peut nécessiter des travaux transdisciplinaires / de recherche-action impliquant les acteurs de la transition agroécologique. Ce genre d'expérimentation à large échelle fournirait les preuves de concept nécessaires à la promotion des stratégies de régulation des bioagresseurs basées sur une diversification à l'échelle des paysages agricoles.

Un autre aspect, plus pragmatique, porte sur les **interactions entre politiques publiques et réglementations** car la mise en œuvre d'instruments de politiques publiques innovant peut parfois se heurter à des contraintes réglementaires complexes, qui les rendent inopérants. Par exemple, le droit foncier n'a pas de réflexion aboutie sur l'importance des ESN, alors qu'il en conditionne fortement l'installation. L'importance des droits privatifs (propriété, fermage) fait obstacle aux raisonnements à des échelles paysagères plus écologiques.

6.5.5.5. Concevoir des stratégies d'accompagnement de l'adoption à large échelle

La littérature analysée dans le Chapitre 2 et ce Chapitre souligne la multiplicité des déterminants des décisions impliquées dans la diversification des systèmes de production et des paysages agricoles. Si l'on veut penser le déploiement de la diversification végétale à large échelle, il est important de le penser en lien avec l'ensemble des objectifs privés associés, mais aussi l'ensemble des bénéfices publics correspondants (*cf.* Chapitre 5). Cela est d'autant plus vrai que ces bénéfices peuvent donner lieu à des certifications ou à des Paiements pour Services Environnementaux (ex : stockage du carbone et Label bas carbone ; effets bénéfiques sur la biodiversité, la qualité des eaux...). Pour cela, il est nécessaire de mener des **évaluations des effets bénéfiques de la diversification au-delà de la simple régulation des bioagresseurs, c'est-à-dire sur un bouquet de services écosystémiques**.

Un déploiement à large échelle devant s'appuyer sur des politiques publiques ambitieuses (voir section 6.5.4), il est nécessaire de renforcer les méthodes d'évaluation de ces politiques et de mener plus d'évaluation effectives, que ce soit de l'évaluation *ex ante* au moment de leur conception (ce qui nécessite des expérimentations à large échelle, avec des groupes de contrôle) que de l'évaluation *ex post* de politiques mises en œuvre (ce qui nécessite des données riches permettant d'isoler l'effet spécifique de la politique étudiée des effets contextuels).

Enfin, il est important d'étudier la **cohérence de ces politiques publiques** entre elles. Cette cohérence doit tout d'abord être pensée entre les politiques ciblant un même objectif mais **à des échelles différentes** (locale, nationale, européenne). Peu d'études, analyses ou politiques pensent à l'interaction entre la décision individuelle de l'agriculteur (par exemple pour implanter des ESN) et la politique d'aménagement du territoire décidée au niveau local par les acteurs publics, comme si ces projets évoluaient dans des sphères complètement différentes. La cohérence doit également être pensée **entre secteurs / enjeux** de politiques publiques, par exemple concernant la cohérence des politiques agricoles, environnementales, de biodiversité ou de l'alimentation. Les politiques publiques, qui sont d'une incroyable complexité, ne font pas vraiment l'objet d'une analyse globale : en particulier il existe des enjeux de cohérence dus à l'empilement successif des dispositifs ou au fait que cela relève d'un autre règlement (ex : PAC et Directive Habitat). L'idée générale est **de maximiser les synergies entre politiques publiques, de limiter les redondances, et d'éviter les antagonismes**.

Bibliographie

Section 6.1

- Atique-ur-Rehman; Hakoomat, A.; Naeem, S.; Shakeel, A.; Omer, F.; Kamrun, N.; Mirza, H., (2020). Cotton-Based Intercropping Systems. In: Shakeel, A.; Mirza, H., eds. *Cotton Production and Uses: Agronomy, Crop Protection, and Postharvest Technologies*. Singapour: Springer, 321-340. https://doi.org/10.1007/978-981-15-1472-2_17
- Bangarwa, S.K.; Norsworthy, J.K.; Rainey, R.L.; Gbur, E.E., (2010). Economic Returns in Plasticulture Tomato Production from Crucifer Cover Crops as a Methyl Bromide Alternative for Weed Management. *Horttechnology*, 20 (4): 764-771. <https://doi.org/10.21273/HORTTECH.20.4.764>
- Baniszewski, J.; Burton, A.; Kemanian, A.R.; Roth, G.; Tooker, J., (2021). Wheat intraspecific diversity suppressed diseases with subdued yield, economic return and arthropod predation services. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 315: 10 p. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107438>
- Barbillon, P.; Thomas, M.; Goldringer, I.; Hospital, F.; Robin, S., (2015). Network impact on persistence in a finite population dynamic diffusion model: Application to an emergent seed exchange network. *Journal of Theoretical Biology*, 365: 365-376. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2014.10.032>
- Barot, S.; Allard, V.; Cantarel, A.; Enjalbert, J.; Gauffreteau, A.; Goldringer, I.; Lata, J.; Le Roux, X.; Niboyet, A.; Porcher, E., (2017). Designing mixtures of varieties for multifunctional agriculture with the help of ecology. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37 (2). <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0418-x>
- Bedoussac, L.; Journet, E.-P.; Hauggaard-Nielsen, H.; Naudin, C.; Corre-Hellou, G.; Jensen, E.S.; Prieur, L.; Justes, E., (2015). Ecological principles underlying the increase of productivity achieved by cereal-grain legume intercrops in organic farming. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (3): 911-935. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0277-7>
- Bedoussac, L.; Elina, D.; Lisa, A.; Bourrachot, P.; Morrison, A.; Justes, E., (2021). Harvesting and separating crop mixtures: yes we can! *Intercropping to boost agroecology in European Agriculture*. Virtual Conference: 2021-03-21, 10 p. <https://hal.inrae.fr/hal-03342750>
- Bela, G.; Balazs, B.; Pataki, G., (2006). Institutions, Stakeholders and the Management of Crop Biodiversity on Hungarian Family Farms. In: Smale, M., ed. *Valuing crop biodiversity: on-farm genetic resources and economic change*. 251-269.
- Casagrande, M.; Alletto, L.; Naudin, C.; Lenoir, A.; Siah, A.; Celette, F., (2017). Enhancing planned and associated biodiversity in French farming systems. *Agronomy for Sustainable Development*, 37 (6): 1-16. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0463-5>
- Colbach, N.; Colas, F.; Cordeau, S.; Maillot, T.; Queyrel, W.; Villerd, J.; Moreau, D., (2021). The FLORSYS crop-weed canopy model, a tool to investigate and promote agroecological weed management. *Field Crops Research*, 261: 1-17. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2020.108006>
- Colloff, M.J.; Lindsay, E.A.; Cook, D.C., (2013). Natural pest control in citrus as an ecosystem service: Integrating ecology, economics and management at the farm scale. *Biological Control*, 67 (2): 170-177. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2013.07.017>
- Dedeurwaerdere, T.; Hannachi, M., (2019). Socio-economic drivers of coexistence of landraces and modern crop varieties in agro-biodiversity rich Yunnan rice fields. *Ecological Economics*, 159: 177-188. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.01.026>
- Demeulenaere, E.; Bonneuil, C., (2005). *Haricots d'ici et blés d'antan. Réinventer la variété dans les collectifs « haricot tarbais » et « Réseau Semences Paysannes Blé »*, 45 p. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03461401/>
- Demeulenaere, É.; Goldringer, I., (2017). Semences et transition agroécologique : initiatives paysannes et sélection participative comme innovations de rupture. *Natures, Sciences, Sociétés*, (2017/4): 55-59. <https://doi.org/10.1051/nss/2017045>

- Desclaux, D.; Chiffolleau, Y.; Nolot, J.-M., (2009). Pluralité des agricultures biologiques: Enjeux pour la construction des marchés, le choix des variétés et les schémas d'amélioration des plantes. *Innovations Agronomiques*, 4: 297-306. <https://www6.inrae.fr/ciag/content/download/3543/35309/file/41-Desclaux.pdf>
- Dowling, A.; Sadras, V.O.; Roberts, P.; Doolette, A.; Zhou, Y.; Denton, M.D., (2021). Legume-Oilseed Intercropping in Mechanised Broadacre Agriculture - a review. *Field Crops Research*, 260: 16 p. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2020.107980>
- Dubuisson-Quellier, S.; Lamine, C., (2004). Faire le marché autrement. L'abonnement à un panier de fruits et de légumes comme forme d'engagement politique des consommateurs. *Sciences de la Société*, (62): 144-167. <https://hal-sciencespo.archives-ouvertes.fr/hal-01019988>
- Dwivedi, S.; Goldman, I.; Ortiz, R., (2019). Pursuing the Potential of Heirloom Cultivars to Improve Adaptation, Nutritional, and Culinary Features of Food Crops. *Agronomy*, 9 (8): 1-21. <https://doi.org/10.3390/agronomy9080441>
- Eure, P.M.; Culpepper, A.S.; Merchant, R.M.; Roberts, P.M.; Collins, G.C., (2015). Weed Control, Crop Response, and Profitability When Intercropping Cantaloupe and Cotton. *Weed Technology*, 29 (2): 217-225. <https://doi.org/10.1614/WT-D-14-00023.1>
- Exner, D.N.; Davidson, D.G.; Ghaffarzadeh, M.; Cruse, R.M., (1999). Yields and returns from strip intercropping on six Iowa farms. *American Journal of Alternative Agriculture*, 14 (2): 69-77. <https://doi.org/10.1017/S0889189300008092>
- Forst, E.; Enjalbert, J.; Allard, V.; Ambroise, C.; Krissaane, I.; Mary-Huard, T.; Robin, S.; Goldringer, I., (2019). A generalized statistical framework to assess mixing ability from incomplete mixing designs using binary or higher order variety mixtures and application to wheat. *Field Crops Research*, 242. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.107571>
- Garcia, L.; Celette, F.; Gary, C.; Ripoché, A.; Valdes-Gomez, H.; Metay, A., (2018). Management of service crops for the provision of ecosystem services in vineyards: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 251: 158-170. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.09.030>
- Girard, F.; Frison, C., (2021). From farmers' rights to the rights of peasants: seeds and the biocultural turn. *Review of Agricultural, Food and Environmental Studies*, 102 (4): 461-476. <https://doi.org/10.1007/s41130-021-00163-x>
- Guzzon, F.; Arandia Rios, L.W.; Caviedes Cepeda, G.M.; Cespedes Polo, M.; Chavez Cabrera, A.; Muriel Figueroa, J.; Medina Hoyos, A.E.; Jara Calvo, T.W.; Molnar, T.L.; Narro Leon, L.A.; Narro Leon, T.P.; Mejia Kerguelen, S.L.; Ospina Rojas, J.G.; Vazquez, G.; Preciado-Ortiz, R.E.; Zambrano, J.L.; Palacios Rojas, N.; Pixley, K.V., (2021). Conservation and Use of Latin American Maize Diversity: Pillar of Nutrition Security and Cultural Heritage of Humanity. *Agronomy*, 11 (1): 1-22. <https://doi.org/10.3390/agronomy11010172>
- Hazard, L.; Gauffreteau, A.; Borg, J.; Charron, M.-H.; Deo, M.; Enjalbert, J.; Goutiers, V.; Gressier, E., (2016). L'innovation à l'épreuve d'un climat et d'un monde changeant rapidement : intérêt de la co-conception dans le domaine des semences. *Fourrages*, (225): 39-47. <https://afpf-asso.fr/revue/adaptation-des-prairies-semees-au-changement-climatique?a=2073>
- Jacquet, F.; Delame, N.; Vita, J.L.; Huyghe, C.; Reboudd, X., (2021). The micro-economic impacts of a ban on glyphosate and its replacement with mechanical weeding in French vineyards. *Crop Protection*, 150: 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2021.105778>
- Jefferson, P.G.; Zentner, R.P., (1994). Effect of an oat companion crop on irrigated alfalfa yield and economic returns in southwestern Saskatchewan. *Canadian Journal of Plant Science*, 74 (3): 465-470. <https://doi.org/10.4141/cjps94-086>
- Jensen, H.R.; Belqadi, L.; De Santis, P.; Sadiki, M.; Jarvis, D.I.; Schoen, D.J., (2013). A case study of seed exchange networks and gene flow for barley (*Hordeum vulgare* subsp. *vulgare*) in Morocco. *Genetic Resources and Crop Evolution*, 60 (3): 1119-1138. <https://doi.org/10.1007/s10722-012-9909-4>
- Khanal, U.; Stott, K.J.; Armstrong, R.; Nuttall, J.G.; Henry, F.; Christy, B.P.; Mitchell, M.; Riffkin, P.A.; Wallace, A.J.; McCaskill, M.; Thayalakumaran, T.; O'Leary, G.J., (2021). Intercropping-Evaluating the Advantages to Broadacre Systems. *Agriculture*, 11 (5): 20 p. <https://doi.org/10.3390/agriculture11050453>
- Kimura, A.H., (2021). Pickles and agrobiodiversity: a foodway and traditional vegetable varieties in Japan. *Agriculture and Human Values*, 38 (4): 1079-1096. <https://doi.org/10.1007/s10460-021-10219-9>

- Knapp, L.; Wuepper, D.; Dalhaus, T.; Finger, R., (2021). Revisiting the diversification and insurance relationship: Differences between on- and off-farm strategies. *Climate Risk Management*, 32: 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.crm.2021.100315>
- Labarthe, P.; Coleno, F.; Enjalbert, J.; Fugerey-Scarbel, A.; Hannachi, M.; Lemarie, S., (2021). Exploration, exploitation and environmental innovation in agriculture. The case of variety mixture in France and Denmark. *Technological Forecasting and Social Change*, 172: 13 p. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2021.121028>
- Labeyrie, V.; Thomas, M.; Muthamia, Z.K.; Leclerc, C., (2016). Seed exchange networks, ethnicity, and sorghum diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113 (1): 98-103. <https://doi.org/10.1073/pnas.1513238112>
- Labeyrie, V.; Antona, M.; Baudry, J.; Bazile, D.; Bodin, O.; Caillon, S.; Leclerc, C.; Le Page, C.; Louafi, S.; Mariel, J.; Massol, F.; Thomas, M., (2021). Networking agrobiodiversity management to foster biodiversity-based agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 41 (1): 15 p. <https://doi.org/10.1007/s13593-020-00662-z>
- Lancaster, N.A.; Torres, A.P., (2019). Investigating the Drivers of Farm Diversification Among US Fruit and Vegetable Operations. *Sustainability*, 11 (12): 1-20. <https://doi.org/10.3390/su11123380>
- Lefèvre, A.; Perrin, B.; Lesur-Dumoulin, C.; Salembier, C.; Navarrete, M., (2020). Challenges of complying with both food value chain specifications and agroecology principles in vegetable crop protection. *Agricultural Systems*, 185: 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102953>
- Lemken, D.; Spiller, A.; von Meyer-Hoefer, M., (2017). The Case of Legume-Cereal Crop Mixtures in Modern Agriculture and the Transtheoretical Model of Gradual Adoption. *Ecological Economics*, 137: 20-28. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.02.021>
- Li, J.S.; van Bueren, E.T.L.; Leeuwis, C.; Jiggins, J., (2014). Expressing the public value of plant genetic resources by organising novel relationships: The contribution of selected participatory plant breeding and market-based arrangements. *Journal of Rural Studies*, 36: 182-196. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2014.07.009>
- Lithourgidis, A.S.; Dordas, C.A.; Damalas, C.A.; Vlachostergios, D.N., (2011). Annual intercrops: an alternative pathway for sustainable agriculture. *Australian Journal of Crop Science*, 5 (4): 396-410. <https://search.informit.org/doi/abs/10.3316/INFORMIT.281409060336481>
- Longin, C.F.H.; Würschum, T., (2016). Back to the Future - Tapping into Ancient Grains for Food Diversity. *Trends in Plant Science*, 21 (9): 731-737. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2016.05.005>
- Mamine, F.; Fares, M.h., (2020). Barriers and Levers to Developing Wheat-Pea Intercropping in Europe: A Review. *Sustainability*, 12 (17): 19 p. <https://doi.org/10.3390/su12176962>
- Mary, F.; Dupraz, C.; Delannoy, E.; Liagre, F., (1998). Incorporating agroforestry practices in the management of walnut plantations in Dauphine, France: an analysis of farmers' motivations. *Agroforestry Systems*, 43 (1-3): 243-256. <https://doi.org/10.1023/A:1026425307959>
- Mazé, A.; Calabuig Domenech, A.; Goldringer, I., (2021). Commoning the seeds: alternative models of collective action and open innovation within French peasant seed groups for recreating local knowledge commons. *Agriculture and Human Values*, 38 (2): 541-559. <https://doi.org/10.1007/s10460-020-10172-z>
- Monteros-Altamirano, A.; Delgado, R., (2021). Late blight resistance of Ecuadorian potato landraces: field evaluation and farmer's perception. *Revista de la Facultad de Agronomía de la Universidad del Zulia*, 38 (3): 505-524. [https://doi.org/10.47280/RevFacAgron\(LUZ\).v38.n3.03](https://doi.org/10.47280/RevFacAgron(LUZ).v38.n3.03)
- Moore, K.J.; Anex, R.P.; Elobeid, A.E.; Fei, S.; Flora, C.B.; Goggi, A.S.; Jacobs, K.L.; Jha, P.; Kaleita, A.L.; Karlen, D.L.; Laird, D.A.; Lenssen, A.W.; Lubberstedt, T.; McDaniel, M.D.; Raman, D.R.; Weyers, S.L., (2019). Regenerating Agricultural Landscapes with Perennial Groundcover for Intensive Crop Production. *Agronomy*, 9 (8): 1-35. <https://doi.org/10.3390/agronomy9080458>
- Neto, J.D.; Schwan-Estrada, K.R.F.; de Sena, J.O.A.; Telles, T.S., (2017). Economic Viability of Tomato Cultivation in Organic Farming System. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 60: 10. <https://doi.org/10.1590/1678-4324-2017161229>

- Pautasso, M.; Aistara, G.; Barnaud, A.; Caillon, S.; Clouvel, P.; Coomes, O.T.; Deletre, M.; Demeulenaere, E.; De Santis, P.; Doering, T.; Eloy, L.; Empereire, L.; Garine, E.; Goldringer, I.; Jarvis, D.; Joly, H.I.; Leclerc, C.; Louafi, S.; Martin, P.; Massol, F.; McGuire, S.; McKey, D.; Padoch, C.; Soler, C.; Thomas, M.; Tramontini, S., (2013). Seed exchange networks for agrobiodiversity conservation. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33 (1): 151-175. <https://doi.org/10.1007/s13593-012-0089-6>
- Pautasso, M., (2015). Network simulations to study seed exchange for agrobiodiversity conservation. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (1): 145-150. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0222-9>
- Pelzer, E.; Bazot, M.; Makowski, D.; Corre-Hellou, G.; Naudin, C.; Al Rifai, M.; Baranger, E.; Bedoussac, L.; Biarnès, V.; Boucheny, P.; Carrouée, B.; Dorvillez, D.; Foissy, D.; Gaillard, B.; Guichard, L.; Mansard, M.-C.; Omon, B.; Prieur, L.; Yvergnaux, M.; Justes, E.; Jeuffroy, M.-H., (2012). Pea-wheat intercrops in low-input conditions combine high economic performances and low environmental impacts. *European Journal of Agronomy*, 40: 39-53. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2012.01.010>
- Rana, R.B.; Garforth, C.J.; Sthapit, B.R., (2009). Farmers' management of rice varietal diversity in the mid-hills of Nepal: implications for on-farm conservation and crop improvement. *Plant Genetic Resources*, 7 (1): 50-62. <https://doi.org/10.1017/S1479262108048259>
- Reboud, X.; Bedoussac, L.; Cellier, V.; Cordeau, S.; Delzon, S.; Leclerc, M.; Jouan, J., (2022). Mobiliser les agroéquipements et le numérique pour des systèmes de culture sans pesticides. In: Jacquet, F.; Jeuffroy, M.-H.; Jouan, J.; Le Cadre, E.; Malausa, T.; Reboud, X.; Huyghe, C., eds. *Zéro pesticide : Un nouveau paradigme de recherche pour une agriculture durable*. Quae ed. Versailles: Inrae (Synthèses) 6, 177-194. <https://www.quae-open.com/extract/660>
- Rouger, B., (2022). *Coconstruction et évaluation de scénarios de gestion dynamique de la biodiversité cultivée dans des réseaux paysans et jardiniers à l'aide de la modélisation participative : Application à deux études de cas sur la tomate et sur le blé tendre en France*. Paris-Saclay, Palaiseau.
- Rouger, B.; Goldringer, I.; Barbillon, P.; Miramon, A.; Jika, A.K.N.; Thomas, M., (2023). Sensitivity analysis of a crop metapopulation model. *Ecological Modelling*, 475: 14. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.110174>
- Salembier, C.; Segrestin, B.; Sinoir, N.; Templier, J.; Weil, B.; Meynard, J.M., (2020). Design of equipment for agroecology: Coupled innovation processes led by farmer-designers. *Agricultural Systems*, 183: 13 p. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102856>
- Schipanski, M.E.; Barbercheck, M.; Douglas, M.R.; Finney, D.M.; Haider, K.; Kaye, J.P.; Kemanian, A.R.; Mortensen, D.A.; Ryan, M.R.; Tooker, J.; White, C., (2014). A framework for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems. *Agricultural Systems*, 125: 12-22. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.11.004>
- Smith, E.G.; Barbieri, J.M.; Moyer, J.R.; Cole, D.E., (1997). The effect of companion crops and herbicides on economic returns of alfalfa-bromegrass establishment. *Canadian Journal of Plant Science*, 77 (2): 231-235. <https://doi.org/10.4141/p96-064>
- Snyder, L.D.; Gomez, M., I.; Mudrak, E.L.; Power, A.G., (2021). Landscape-dependent effects of varietal mixtures on insect pest control and implications for farmer profits. *Ecological Applications*, 31 (2): 1-11. <https://doi.org/10.1002/eap.2246>
- Staton, T.; Walters, R.; Smith, J.; Breeze, T.; Girling, R., (2021). Management to Promote Flowering Understoreys Benefits Natural Enemy Diversity, Aphid Suppression and Income in an Agroforestry System. *Agronomy*, 11 (4): 1-17. <https://doi.org/10.3390/agronomy11040651>
- Thomas, M.; Dawson, J.C.; Goldringer, I.; Bonneuil, C., (2011). Seed exchanges, a key to analyze crop diversity dynamics in farmer-led on-farm conservation. *Genetic Resources and Crop Evolution*, 58 (3): 321-338. <https://doi.org/10.1007/s10722-011-9662-0>
- Thomas, M.; Demeulenaere, E.; Bonneuil, C.; Goldringer, I., (2012a). On-Farm Conservation in Industrialized Countries: A Way to Promote Dynamic Management of Biodiversity within Agroecosystems. In: N. Maxted, M.E.D.B.V.F.-L.L.F.J.M.I.M.A.A.P.d.C., ed. *Agrobiodiversity conservation: securing the diversity of crop wild relatives and landraces*. CAB International 22, 173-180. <https://doi.org/10.1079/9781845938512.0173>
- Thomas, M.; Demeulenaere, E.; Dawson, J.C.; Khan, A.R.; Galic, N.; Jouanne-Pin, S.; Remoue, C.; Bonneuil, C.; Goldringer, I., (2012b). On-farm dynamic management of genetic diversity: the impact of seed diffusions and seed saving practices on a population-variety of bread wheat. *Evolutionary Applications*, 5 (8): 779-795. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2012.00257.x>

- Thomas, M.; Thépot, S.; Galic, N.; Jouanne-Pin, S.; Remoué, C.; Goldringer, I., (2015). Diversifying mechanisms in the on-farm evolution of crop mixtures. *Molecular Ecology*, 24 (12): 2937-2954. <https://doi.org/10.1111/mec.13214>
- Thomas, M.; Miramon, A.; Jika, A.K.N.; Rouger, B.; Hospital, F.; Noûs, C.; Goldringer, I., (2021). *CropMetaPop : a population genetics program to simulate the evolution of crop metapopulations*, 1-11. <https://doi.org/10.1101/2021.01.22.427853>
- Thomopoulos, R.; Moulin, B.; Bedoussac, L., (2018). Supporting decision for environment-friendly practices in the agri-food sector: When Argumentation and System Dynamics Simulation Complete Each Other. *International Journal of Agricultural and Environmental Information Systems*, 9 (3): 1-21. <https://doi.org/10.4018/ijaeis.2018070101>
- Toffolini, Q.; Jeuffroy, M.-H.; Meynard, J.-M.; Borg, J.; Enjalbert, J.; Gauffreteau, A.; Goldringer, I.; Lefevre, A.; Loyce, C.; Martin, P.; Salembier, C.; Souchere, V.; Valantin-Morison, M.; van Frank, G.; Prost, L., (2020). Design as a source of renewal in the production of scientific knowledge in crop science. *Agricultural Systems*, 185: 13 p. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102939>
- van Frank, G.; Riviere, P.; Pin, S.; Baltassat, R.; Berthelot, J.F.; Caizergues, F.; Dalmasso, C.; Gascuel, J.S.; Hyacinthe, A.; Mercier, F.; Montaz, H.; Ronot, B.; Goldringer, I., (2020). Genetic Diversity and Stability of Performance of Wheat Population Varieties Developed by Participatory Breeding. *Sustainability*, 12 (1): 21. <https://doi.org/10.3390/su12010384>
- Vanhove, W.; Van Damme, P., (2013). Value chains of cherimoya (*Annona cherimola* Mill.) in a centre of diversity and its on-farm conservation implications. *Tropical Conservation Science*, 6 (2): 158-180. <https://doi.org/10.1177/194008291300600201>
- Verret, V.; Pelzer, E.; Bedoussac, L.; Jeuffroy, M.-H., (2020). Tracking on-farm innovative practices to support crop mixture design: The case of annual mixtures including a legume crop. *European Journal of Agronomy*, 115: 19 p. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126018>
- Veteto, J.R.; Carlson, S.B., (2014). Climate Change and Apple Diversity: Local Perceptions from Appalachian North Carolina. *Journal of Ethnobiology*, 34 (3): 359-382. <https://doi.org/10.2993/0278-0771-34.3.359>
- Viguié, L.; Bedoussac, L.; Journet, E.-P.; Justes, E., (2018). Yield gap analysis extended to marketable grain reveals the profitability of organic lentil-spring wheat intercrops. *Agronomy for Sustainable Development*, 38 (4). <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0515-5>
- Vincent-Caboud, L.; Peigne, J.; Casagrande, M.; Silva, E.M., (2017). Overview of Organic Cover Crop-Based No-Tillage Technique in Europe: Farmers' Practices and Research Challenges. *Agriculture*, 7 (5): 1-16. <https://doi.org/10.3390/agriculture7050042>
- Wick, A.F.; Haley, J.; Gasch, C.; Wehlander, T.; Briese, L.; Samson-Liebig, S., (2019). Network-based approaches for soil health research and extension programming in North Dakota, USA. *Soil Use and Management*, 35 (1): 177-184. <https://doi.org/10.1111/sum.12444>

Section 6.2

- Agreste, (2022). L'agriculture, la forêt, la pêche et les industries agroalimentaires. *GRAPH'AGRI 44ème édition* Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, Service de la statistique et de la prospective. 224. https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/GraFra2022Integral/GraphAgri_2022_accessible.pdf
- Anderson, M.D.; Hollingsworth, C.S.; Van Zee, V.; Coli, W.M.; Rhodes, M., (1996). Consumer response to integrated pest management and certification. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 60 (2-3): 97-106. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(96\)01097-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(96)01097-3)
- Bailey, A.S.; Bertaglia, M.; Fraser, I.M.; Sharma, A.; Douarin, E., (2009). Integrated pest management portfolios in UK arable farming: results of a farmer survey. *Pest Management Science*, 65 (9): 1030-1039. <https://doi.org/10.1002/ps.1790>
- Bane, M.S.; Pocock, M.J.O.; Gibert, C.; Forster, M.; Oudoire, G.; Derocles, S.A.P.; Bohan, D.A., (2021). Farmer flexibility concerning future rotation planning is affected by the framing of climate predictions. *Climate Risk Management*, 34: 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.crm.2021.100356>

- Bernard De Raymond, A., (2013). *En toute saison : le marché des fruits et légumes en France*. Rennes: Presses Universitaires François Rabelais (*Tables des Hommes*), 299 p.
- Billen, G.; Le Noë, J.; Anglade, J.; Garnier, J., (2019). Polyculture-élevage ou hyper-spécialisation territoriale? Deux scénarios prospectifs du système agro-alimentaire français. *Innovations Agronomiques*, 72 (3): 31-44. <https://doi.org/10.15454/me8zji>
- Bosshardt, S.; Sabatier, R.; Dufils, A.; Navarrete, M., (2022). Changing perspectives on chicken-pastured orchards for action: A review based on a heuristic model. *Agricultural Systems*, 196: 14 p. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2021.103335>
- Boudet, S., (2015). *Étude de relations de coopération établies entre céréaliers et éleveurs : évaluation des bénéfices réciproques et des conditions de réussite à l'échelle des systèmes*. Université de Lorraine;Ensaia, Nancy. 85 p.
- Boulestreau, Y., (2021). *Une démarche de co-conception d'innovations du système de culture au système agro-alimentaire pour une gestion agroécologique des bioagresseurs telluriques en maraîchage provençal*. Université d'Avignon, Avignon. 336 p. <https://theses.hal.science/tel-03210879>
- Boulestreau, Y.; Casagrande, M.; Navarrete, M., (2021). Analyzing barriers and levers for practice change: a new framework applied to vegetables' soil pest management. *Agronomy for Sustainable Development*, (41). <https://doi.org/10.1007/s13593-021-00700-4>
- Carr, P.M.; Cavigelli, M.A.; Darby, H.; Delate, K.; Eberly, J.O.; Fryer, H.K.; Gramig, G.G.; Heckman, J.R.; Mallory, E.B.; Reeve, J.R.; Silva, E.M.; Suchoff, D.H.; Woodley, A.L., (2020). Green and animal manure use in organic field crop systems. *Agronomy Journal*, 112 (2): 648-674. <https://doi.org/10.1002/agj2.20082>
- Casagrande, M.; Alletto, L.; Naudin, C.; Lenoir, A.; Siah, A.; Celette, F., (2017). Enhancing planned and associated biodiversity in French farming systems. *Agronomy for Sustainable Development*, 37 (6): 1-16. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0463-5>
- Chantre, E.; Cardona, A., (2014). Trajectories of French Field Crop Farmers Moving Toward Sustainable Farming Practices: Change, Learning, and Links with the Advisory Services. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 38 (5): 573-602. <https://doi.org/10.1080/21683565.2013.876483>
- Charlot, S.; Dridi, C.; Lemarié, S., (2015). Market size and innovation: An application to the French seed market for large crops. *2015 AAEA & WAEA Joint Annual Meeting*. San Francisco, 18 p. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.205520>
- Charrier, F.; Magrini, M.-B.; Charlier, A.; Fares, M.; Le Bail, M.; Messéan, A.; Meynard, J.M., (2013). Alimentation animale et organisation des filières : une comparaison pois protéagineux-lin oléagineux pour comprendre les facteurs freinant ou favorisant les cultures de diversification. *OCL Oilseeds and fats crops and lipids*, 20 (4).
- Chartier, N.; Tresch, P.; Munier-Jolain, N.; Mischler, P., (2015). Utilisation des Produits Phytosanitaires dans les systèmes de Polyculture-élevage et de Grandes Cultures : analyse des données du réseau DEPHY ECOPHYTO. *Rencontres Recherches Ruminants 2015*, 1-4. http://www.journees3r.fr/IMG/pdf/Texte_1_Environnement_N-Chartier.pdf
- Colbach, N.; Colas, F.; Cordeau, S.; Maillot, T.; Queyrel, W.; Villerd, J.; Moreau, D., (2021). The FLORSYS crop-weed canopy model, a tool to investigate and promote agroecological weed management. *Field Crops Research*, 261: 1-17. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2020.108006>
- Colombo, L.; Guccione, G.D.; Canali, S.; Iocola, I.; Antier, C.; Morel, K., (2020). An action-research exploration of value chain development from field to consumer based on organic hempseed oil in Sicily. *OCL Oilseeds and fats crops and lipids*, 27: 1-12. <https://doi.org/10.1051/ocl/2020049>
- Conley, T.G.; Udry, C.R., (2010). Learning about a New Technology: Pineapple in Ghana. *AMERICAN ECONOMIC REVIEW*, 100 (1): 35-69. <https://doi.org/10.1257/aer.100.1.35>
- Cortignani, R.; Dono, G., (2019). CAP's environmental policy and land use in arable farms: An impacts assessment of greening practices changes in Italy. *Science of the Total Environment*, 647: 516-524. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.443>
- Cortignani, R.; Dono, G., (2020). Greening and legume-supported crop rotations: An impacts assessment on Italian arable farms. *Science of the Total Environment*, 734: 7 p. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139464>

- Dastgheib, F.; Frampton, C., (2000). Weed management practices in apple orchards and vineyards in the South Island of New Zealand. *New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science*, 28 (1): 53-58. <https://doi.org/10.1080/01140671.2000.9514122>
- Davis, A.S.; Hill, J.D.; Chase, C.A.; Johanns, A.M.; Liebman, M., (2012). Increasing Cropping System Diversity Balances Productivity, Profitability and Environmental Health. *Plos One*, 7 (10). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0047149>
- de Roest, K.; Ferrari, P.; Knickel, K., (2018). Specialisation and economies of scale or diversification and economies of scope? Assessing different agricultural development pathways. *Journal of Rural Studies*, 59: 222-231. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2017.04.013>
- Delbridge, T.A.; Fernholz, C.; King, R.P.; Lazarus, W.F., (2013). A whole-farm profitability analysis of organic and conventional cropping systems. *Agricultural Systems*, 122: 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.07.007>
- Di Falco, S.; Perrings, C., (2005). Crop biodiversity, risk management and the implications of agricultural assistance. *Ecological Economics*, 55 (4): 459-466. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.12.005>
- Di Falco, S.; Chavas, J.-P., (2006). Crop genetic diversity, farm productivity and the management of environmental risk in rainfed agriculture. *European Review of Agricultural Economics*, 33 (3): 289-314. <https://doi.org/10.1093/eurrag/jbl016>
- Di Falco, S.; Chavas, J.-P., (2008). Rainfall shocks, resilience, and the effects of crop biodiversity on agroecosystem productivity. *Land Economics*, 84 (1): 83-96. <https://doi.org/10.3368/le.84.1.83>
- Di Falco, S.; Smale, M.; Perrings, C., (2008). The role of agricultural cooperatives in sustaining the wheat diversity and productivity: the case of southern Italy. *Environmental and Resource Economics*, 39 (2): 161-174. <https://doi.org/10.1007/s10640-007-9100-0>
- Djian-Caporalino, C.; Védie, H.; Arrufat, A., (2009). Nématodes à galles, l'atout des plantes pièges. *Phytoma - La santé des végétaux*, (624): 21-25. <http://archives.phytoma-ldv.com/archivephytoma/article/nematodes-a-galles-l-atout-des-plant-pieges-PH62402101.html>
- Dumont, B.; Dupraz, P.; Donnars, C., eds., (2019). *Impacts et services issus des élevages européens*. Matière à débattre et décider. Versailles (FRA): Editions Quae, Pages. <https://www.quae-open.com/produit/115/9782759227051/impacts-et-services-issus-des-elevages-europeens>
- Dunn, M.; Ulrich-Schad, J.D.; Prokopy, L.S.; Myers, R.L.; Watts, C.R.; Scanlon, K., (2016). Perceptions and use of cover crops among early adopters: Findings from a national survey. *Journal of Soil and Water Conservation*, 71 (1): 29-40. <https://doi.org/10.2489/jswc.71.1.29>
- Favery, A.; Dufils, A.; Penvern, S.; Warlop, F.; Bérud, M., (2020). Vidéo « Dessinez le verger de demain ! » Outil pédagogique d'aide à la conception des vergers agroécologiques - Communication et médiation scientifique Centre INRAE Provence-Alpes-Côte d'Azur, Unité de recherche Ecodéveloppement, GRAB, Station la Pugère, Avignon 2019. <https://hal.science/hal-02882117>
- Hollingsworth, C.S.; Paschall, M.J.; Cohen, N.L.; Coli, W.M., (1993). Support in New England for certification and labelling of produce grown using integrated pest management. *American Journal of Alternative Agriculture*, 8 (2): 78-84. <https://doi.org/10.1017/S0889189300005014>
- Hunt, N.D.; Hill, J.D.; Liebman, M., (2017). Reducing Freshwater Toxicity while Maintaining Weed Control, Profits, And Productivity: Effects of Increased Crop Rotation Diversity and Reduced Herbicide Usage. *Environmental Science & Technology*, 56 (3): 1707-1717. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04086>
- Jeffrey, S.R.; Trautman, D.E.; Unterschultz, J.R., (2017). Canadian Agricultural Business Risk Management Programs: Implications for Farm Wealth and Environmental Stewardship. *Canadian Journal of Agricultural Economics / Revue canadienne d'agroeconomie*, 65 (4): 543-565. <https://doi.org/10.1111/cjag.12145>
- Jokela, D.; Nair, A., (2016). No Tillage and Strip Tillage Effects on Plant Performance, Weed Suppression, and Profitability in Transitional Organic Broccoli Production. *Hortscience*, 51 (9): 1103-1110. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI10706-16>
- Korsching, P.F.; Malia, J.E., (1991). Institutional support for practicing sustainable agriculture. *American Journal of Alternative Agriculture*, 6 (1): 17-22. <https://doi.org/10.1017/S0889189300003751>

- Labalette, F.; Bourrel, C.; Jouffret, P.; Lecomte, V.; Quinsac, A.; Ledoux, S., (2010). Panorama et futur de la filière du soja français. *OCL Oilseeds and fats crops and lipids*, 17 (6): 345 - 355. <https://doi.org/10.1051/ocl.2010.0345>
- Lancaster, N.A.; Torres, A.P., (2019). Investigating the Drivers of Farm Diversification Among US Fruit and Vegetable Operations. *Sustainability*, 11 (12): 1-20. <https://doi.org/10.3390/su11123380>
- Larkin, R.P.; Halloran, J.M., (2014). Management Effects of Disease-Suppressive Rotation Crops on Potato Yield and Soilborne Disease and Their Economic Implications in Potato Production. *American Journal of Potato Research*, 91 (5): 429-439. <https://doi.org/10.1007/s12230-014-9366-z>
- Lazarus, W.F.; Swanson, E.R., (1983). Insecticide Use and Crop Rotation under Risk: Rootworm Control in Corn. *American Journal of Agricultural Economics*, 65 (4): 738-747. <https://doi.org/10.2307/1240462>
- Le Cadre, A., (2015). *La sécurisation des relations contractuelles entre exploitants céréaliers et éleveurs : étude dans le cadre du CASDAR CER'EL*. Institut de droit rural, Université de Poitiers, Poitiers. 75 p. https://centre-valdeloire.chambres-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/Centre-Val-de-Loire/122_Inst-Centre-Val-de-Loire/Produire_Innover/Recherche_Innovation/CRA_Cerel/CRA_CEREL_MEMOIRE_JURIDIQUE_CEREL.pdf
- Leclère, M., (2019). *Introduire une espèce de diversification dans les systèmes de culture d'un territoire : articuler production de connaissances et conception dans des dispositifs multi-acteurs. Cas de la cameline dans l'Oise*. École doctorale n°581 : agriculture, alimentation, biologie, environnement et santé (ABIES), Université Paris-Saclay - AgroParisTech, Palaiseau. 282 p. <https://pastel.archives-ouvertes.fr/tel-03092837>
- Liu, X.; Lehtonen, H.; Puroila, T.; Pavlova, Y.; Rotter, R.; Palosuo, T., (2016). Dynamic economic modelling of crop rotations with farm management practices under future pest pressure. *Agricultural Systems*, 144: 65-76. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2015.12.003>
- Louhichi, K.; Ciaian, P.; Espinosa, M.; Colen, L.; Perni, A.; Paloma, S.G.Y., (2017). Does the crop diversification measure impact EU farmers' decisions? An assessment using an Individual Farm Model for CAP Analysis (IFM-CAP). *Land Use Policy*, 66: 250-264. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.010>
- Macé, K.; Morlon, P.; Munier-Jolain, N.; Quéré, L., (2007). Time scales as a factor in decision-making by French farmers on weed management in annual crops. *Agricultural Systems*, 91 (1-3): 115-142. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2006.04.007>
- MaClaren, C.; Storkey, J.; Strauss, J.; Swanepoel, P.; Dehnen-Schmutz, K., (2018). Livestock in diverse cropping systems improve weed management and sustain yields whilst reducing inputs. *Journal of Applied Ecology*, 56 (1): 144-156. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13239>
- Magrini, M.-B.; Anton, M.; Cholez, C.; Corre-Hellou, G.; Duc, G.; Jeuffroy, M.-H.; Meynard, J.-M.; Pelzer, E.; Voisin, A.-S.; Walrand, S., (2016). Why are grain-legumes rarely present in cropping systems despite their environmental and nutritional benefits? Analyzing lock-in in the French agrifood system. *Ecological Economics*, 126: 152-162. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.03.024>
- Martel, G.; Dieulot, R.; Durant, D.; Guilbert, C.; Mischler, P.; Veysset, P., (2017). Mieux coupler cultures et élevage dans les exploitations d'herbivores conventionnelles et biologiques : une voie d'amélioration de leur durabilité ? *Fourrages*, 231 (235): 235-245. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01637733>
- Mawois, M.; Vidal, A.; Revoyron, E.; Casagrande, M.; Jeuffroy, M.-H.; Le Bail, M., (2019). Transition to legume-based farming systems requires stable outlets, learning, and peer-networking. *Agronomy for Sustainable Development*, 39 (1): 1-14. <https://doi.org/10.1007/s13593-019-0559-1>
- Meunier, C.; Alletto, L.; Bedoussac, L.; Bergez, J.-E.; Casadebaig, P.; Constantin, J.; Gaudio, N.; Mahmoud, R.; Aubertot, J.-N.; Celette, F.; Guinet, M.; Jeuffroy, M.-H.; Robin, M.-H.; Mediène, S.; Fontaine, L.; Nicolardot, B.; Pelzer, E.; Souchère, V.; Voisin, A.-S.; Rosies, B.; Casagrande, M.; Martin, G., (2022). A modelling chain combining soft and hard models to assess a bundle of ecosystem services provided by a diversity of cereal-legume intercrops. *European Journal of Agronomy*, 132: 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2021.126412>
- Meynard, J.-M.; Jeuffroy, M.-H.; Le Bail, M.; Lefevre, A.; Magrini, M.-B.; Michon, C., (2017). Designing coupled innovations for the sustainability transition of agrifood systems. *Agricultural Systems*, 157: 330-339. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2016.08.002>
- Meynard, J.M.; Charrier, F.; Fares, M.; Le Bail, M.; Magrini, M.B.; Charlier, A.; Messean, A., (2018). Socio-technical lock-in hinders crop diversification in France. *Agronomy for Sustainable Development*, 38 (5): 13. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0535-1>

- Michuda, A.; Goodhue, R.; Klonsky, K.; Baird, G.; Toyama, L.; Zavatta, M.; Muramoto, J.; Shennan, C., (2019). The economic viability of suppressive crop rotations for the control of verticillium wilt in organic strawberry production. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 43 (9): 984-1008.
<https://doi.org/10.1080/21683565.2018.1552228>
- Miller, Z.J.; Menalled, F.D.; Sainju, U.M.; Lenssen, A.W.; Hatfield, P.G., (2015). Integrating Sheep Grazing into Cereal-Based Crop Rotations: Spring Wheat Yields and Weed Communities. *Agronomy Journal*, 107 (1): 104-112.
<https://doi.org/10.2134/agronj14.0086>
- Morel, K.; Revoyron, E.; San Cristobal, M.; Baret, P.V., (2020). Innovating within or outside dominant food systems? Different challenges for contrasting crop diversification strategies in Europe. *Plos One*, 15 (3): 1-24.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0229910>
- Navarrete, M.; Dupre, L.; Lamine, C., (2014). Crop management, labour organization, and marketing: three key issues for improving sustainability in organic vegetable farming. *International Journal of Agricultural Sustainability*, online (3): 18 p. <https://doi.org/10.1080/14735903.2014.959341>
- Navarrete, M.; Djian-Caporalino, C.; Mateille, T.; Palloix, A.; Sage-Palloix, A.M.; Lefevre, A.; Fazari, A.; Marteu, N.; Tavoillot, J.; Dufils, A.; Furnion, C.; Pares, L.; Forest, I., (2016). A resistant pepper used as a trap cover crop in vegetable production strongly decreases root-knot nematode infestation in soil. *Agronomy for Sustainable Development*, 36 (4): 11. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0401-y>
- Niles, M.T.; Garrett, R.D.; Walsh, D., (2018). Ecological and economic benefits of integrating sheep into viticulture production. *Agronomy for Sustainable Development*, 38 (1): 1-10. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0478-y>
- Nizar, N.M.M.; Jahanshahi, E.; Tharmandram, A.S.; Salama, A.; Sinin, S.S.M.; Abdullah, N.J.; Zolkepli, H.; Wimalasiri, E.M.; Suhairi, T.; Hussin, H.; Gregory, P.J.; Azam-Ali, S.N., (2021). Underutilised crops database for supporting agricultural diversification. *Computers and Electronics in Agriculture*, 180: 13.
<https://doi.org/10.1016/j.compag.2020.105920>
- Pacilly, F.C.A.; Groot, J.C.J.; Hofstede, G.J.; Schaap, B.F.; van Bueren, E.T.L., (2016). Analysing potato late blight control as a social-ecological system using fuzzy cognitive mapping. *Agronomy for Sustainable Development*, 36 (2): 1-18. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0370-1>
- Pancino, B.; Blasi, E.; Rappoldt, A.; Pascucci, S.; Ruini, L.; Ronchi, C., (2019). Partnering for sustainability in agri-food supply chains: the case of Barilla Sustainable Farming in the Po Valley. *Agricultural and Food Economics*, 7 (1): 10 p. <https://doi.org/10.1186/s40100-019-0133-9>
- Pardo, G.; Rivarolona, M.; Munier-Jolain, N.M., (2010). Using a farming system model to evaluate cropping system prototypes: Are labour constraints and economic performances hampering the adoption of Integrated Weed Management? *European Journal of Agronomy*, 33 (1): 24-32. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2010.02.003>
- Paut, R.; Sabatier, R.; Tchamitchian, M., (2019). Reducing risk through crop diversification: An application of portfolio theory to diversified horticultural systems. *Agricultural Systems*, 168: 123-130.
<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.11.002>
- Recasens, J.; Royo-Esnal, A.; Valencia-Gredilla, F.; Torra, J., (2020). Efficiency, Profitability and Carbon Footprint of Different Management Programs under No-Till to Control Herbicide Resistant Papaver rhoeas. *Plants*, 9 (4): 1-14. <https://doi.org/10.3390/plants9040433>
- Sauquet, A., (2023). Ex post analysis of the crop diversification measure of CAP greening in France. *European Review of Agricultural Economics*, 50 (2): 717-742. <https://doi.org/10.1093/erae/jbac022>
- Schneider, A.; Flénet, F.; Dumans, P.; Bonnin, E.; De Chezelles, E.; Jeuffroy, M.-H.; Hayer, F.; Nemecek, T.; Carrouée, B., (2010). Diversifier les rotations céréalières notamment avec du pois et du colza – Données récentes d'expérimentations et d'études. *OCL Oilseeds and fats crops and lipids*, 17 (5): 301 - 311.
<https://doi.org/10.1051/ocl.2010.0332>
- Schneider, A.; Huyghe, C., (2015). *Les légumineuses pour des systèmes agricoles et alimentaires durables*. Versailles: Quae (Hors collection), 512 p. <https://doi.org/10.35690/978-2-7592-2335-0>
- Scholberg, J.M.S.; Dogliotti, S.; Leoni, C.; Cherr, C.M.; Zotarelli, L.; Rossing, W.A.H., (2010). Cover Crops for Sustainable Agrosystems in the Americas. In: Lichtfouse, E., ed. *Genetic Engineering, Biofertilisation, Soil Quality and Organic Farming*. Dordrecht: Springer (Sustainable Agriculture Reviews), 23-58.
https://doi.org/10.1007/978-90-481-8741-6_2

- Severini, S.; Castellari, M.; Cavalli, D.; Pecetti, L., (2021). Economic Sustainability and Riskiness of Cover Crop Adoption for Organic Production of Corn and Soybean in Northern Italy. *Agronomy*, 11 (4): 1-17. <https://www.mdpi.com/2073-4395/11/4/766#>
- Singh, M.; Marchis, A.; Capri, E., (2014). Greening, new frontiers for research and employment in the agro-food sector. *Science of the Total Environment*, 475: 437-443. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.078>
- Smith, E.G.; Harker, K.N.; O'Donovan, J.T.; Turkington, T.K.; Blackshaw, R.E.; Lupwayi, N.Z.; Johnson, E.N.; Pageau, D.; Shirliffe, S.J.; Gulden, R.H.; Hall, L.M.; Willenborg, C.J., (2018). The profitability of diverse crop rotations and other cultural methods that reduce wild oat (*Avena fatua*). *Canadian Journal of Plant Science*, 98 (5): 1094-1101. <https://doi.org/10.1139/cjps-2018-0019>
- Sodjahin, I.R.; Femenia, F.; Koutchadé, O.P.; Carpentier, A., (2022). *On the economic value of the agronomic effects of crop diversification for farmers: estimation based on farm cost accounting data*. Rennes: UMR SMART, 81 p. <https://hal.inrae.fr/hal-03639951>
- Stetkiewicz, S.; Bruce, A.; Burnett, F.J.; Ennos, R.A.; Topp, C.F.E., (2018). Perception vs practice: Farmer attitudes towards and uptake of IPM in Scottish spring barley. *Crop Protection*, 112: 96-102. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2018.05.005>
- Swanton, C.J.; Mahoney, K.J.; Chandler, K.; Gulden, R.H., (2008). Integrated weed management: Knowledge-based weed management systems. *Weed Science*, 56 (1): 168-172. <https://doi.org/10.1614/WS-07-126.1>
- Tohiran, K.A.; Nobilly, F.; Zulkifli, R.; Maxwell, T.; Moslim, R.; Azhar, B., (2017). Targeted cattle grazing as an alternative to herbicides for controlling weeds in bird-friendly oil palm plantations. *Agronomy for Sustainable Development*, 37 (6): 1-11. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0471-5>
- Tresch, P.; Chartier, N.; Combourieu, Q., (2019). Phytoel - Quels systèmes de polycultures élevages demain face aux enjeux de réduction d'usage de produits phytosanitaires ? *Innovations Agronomiques*, (71): 311-322. <https://doi.org/10.15454/kr4ar>
- Vanloqueren, G.; Baret, P.V., (2008). Why are ecological, low-input, multi-resistant wheat cultivars slow to develop commercially? A Belgian agricultural 'lock-in' case study. *Ecological Economics*, 66 (2-3): 436-446. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.10.007>
- Verret, V.; Emonet, E.; Clauquin, M.; Rougier, M.; Sagot, L.; Mischler, P.; Gautier, D.; Lescoat, P.; Havet, A.; Levvasseur, F.; Pechoux, S.; Wolgust, V., (2020). Recoupler grandes cultures et élevages ovins par le pâturage, en vue de systèmes économes en Île-de-France. *Innovations Agronomiques*, 80: 55-68. <https://doi.org/10.15454/fjkk-6d10>
- Vestergård, M., (2019). Trap crops for *Meloidogyne hapla* management and its integration with supplementary strategies. *Applied Soil Ecology*: 105-110. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.10.012>
- Wick, A.F.; Haley, J.; Gasch, C.; Wehlander, T.; Briese, L.; Samson-Liebig, S., (2019). Network-based approaches for soil health research and extension programming in North Dakota, USA. *Soil Use and Management*, 35 (1): 177-184. <https://doi.org/10.1111/sum.12444>
- Wieme, R.A.; Carpenter-Boggs, L.A.; Crowder, D.W.; Murphy, K.M.; Reganold, J.P., (2020). Agronomic and economic performance of organic forage, quinoa, and grain crop rotations in the Palouse region of the Pacific Northwest, USA. *Agricultural Systems*, 177: 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102709>
- Wu, K.; Pan, C.; Zhou, S.; Zhou, F.; Long, G.; Wu, B., (2021). Farming ducks in a maize field: a new and potential crop-livestock system from China. *Agronomy for Sustainable Development*, 41 (6): 1-12. <https://doi.org/10.1007/s13593-021-00732-w>
- Xu, G.; Liu, X.; Wang, Q.; Yu, X.; Hang, Y., (2017). Integrated rice-duck farming mitigates the global warming potential in rice season. *Science of the Total Environment*, 575: 58-66. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.233>
- Zander, P.; Amjath-Babu, T.S.; Preissel, S.; Reckling, M.; Bues, A.; Schlaefke, N.; Kuhlman, T.; Bachinger, J.; Uthes, S.; Stoddard, F.; Murphy-Bokern, D.; Watson, C., (2016). Grain legume decline and potential recovery in European agriculture: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36 (2): 20 p. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0365-y>
- Zwickle, S.; Wilson, R.; Doohan, D., (2014). Identifying the challenges of promoting ecological weed management (EWM) in organic agroecosystems through the lens of behavioral decision making. *Agriculture and Human Values*, 31 (3): 355-370. <https://doi.org/10.1007/s10460-014-9485-7>

Zwickle, S.; Wilson, R.; Bessette, D.; Herms, C.; Doohan, D., (2016). Facilitating ecological weed management decisions by assessing risk-benefit tradeoffs. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 40 (7): 635-659. <https://doi.org/10.1080/21683565.2016.1166170>

Section 6.3

Actéon-environnement, (2021). *Rapport d'évaluation du plan de développement de l'agroforesterie 2015-2020*, 167. <https://agriculture.gouv.fr/evaluation-du-plan-de-developpement-de-lagroforesterie-2015-2020>

Afac-Agroforesteries, (2022). *Répartition des exploitations agricoles par densités de haies dans 22 départements représentatifs de la diversité des systèmes agricoles*. Chanu: Afac Agroforesteries, 6 p. <https://afac-agroforesteries.fr/wp-content/uploads/2022/01/Comparaison-impact-ponderation-des-haies-sur-bonus-haies-AFAC-Janvier-2022MAJ.pdf>

Agreste, (2022). L'agriculture, la forêt, la pêche et les industries agroalimentaires. *GRAPH'AGRI 44ème édition* Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, Service de la statistique et de la prospective. 224. https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/GraFra2022Integral/GraphAgri_2022_accessible.pdf

Alam, M.; Olivier, A.; Paquette, A.; Dupras, J.; Reveret, J.-P.; Messier, C., (2014). A general framework for the quantification and valuation of ecosystem services of tree-based intercropping systems. *Agroforestry Systems*, 88 (4): 679-691. <https://doi.org/10.1007/s10457-014-9681-x>

APCA, (2010). *L'agroforesterie dans les réglementations agricoles : Etat des lieux en juin 2010, guide*. s.l.: APCA, 17 p. <https://afac-agroforesteries.fr/wp-content/uploads/2015/02/guide-juridique-agroforesterie-APCA-juin-2010.pdf>

Barbut, L.; Zakéossian, D.; Desgrée, A.; L., C., (2008). *Evaluation ex-post portant sur l'application en France du règlement (CE) No1257/1999 du Conseil concernant le soutien au développement rural - questions transversales et synthèse générale*. Paris: Cnasea.

Batary, P.; Matthiesen, T.; Tschardtke, T., (2010). Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation*, 143 (9): 2020-2027. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.005>

Batary, P.; Dicks, L.V.; Kleijn, D.; Sutherland, W.J., (2015). The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology*, 29 (4): 1006-1016. <https://doi.org/10.1111/cobi.12536>

Beer, L.; Theuvsen, L., (2019). Conventional German farmers' attitudes towards agricultural wood and their willingness to plant an alley cropping system as an ecological focus area: A cluster analysis. *Biomass and Bioenergy*, 125: 63-69. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.04.008>

Brodt, S.B.; Fontana, N.M.; Archer, L.F., (2020). Feasibility and sustainability of agroforestry in temperate industrialized agriculture: preliminary insights from California. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 35 (5): 513-521. <https://doi.org/10.1017/S1742170519000140>

CCE, (2017). *Le verdissement: complexité accrue du régime d'aide au revenu et encore aucun bénéfice pour l'environnement*. Luxembourg: Cour des comptes européenne, (21), 73 p. <https://doi.org/10.2865/9502>

CCE, (2020). *Biodiversité des terres agricoles: la contribution de la PAC n'a pas permis d'enrayer le déclin*. Luxembourg: Cour des Comptes Européenne, 66 p. <https://doi.org/10.2865/778990>

CGAAER, (2015). *Promotion des systèmes agroforestiers. Propositions pour un plan d'actions en faveur de l'arbre et de la haie associés aux productions agricoles* Rapport n°14094, 79. <https://agriculture.gouv.fr/telecharger/71689>

Gadbin, D., (2016). Les truffières cultivées : surfaces agricoles ou agricoles boisées? *Revue de Droit Rural*, (443): 43-45. <https://hal-univ-rennes1.archives-ouvertes.fr/hal-01323482>

Garibaldi, L.A.; Oddi, F.J.; Miguez, F.E.; Bartomeus, I.; Orr, M.C.; Jobbagy, E.G.; Kremen, C.; Schulte, L.A.; Hughes, A.C.; Bagnato, C.; Abramson, G.; Bridgewater, P.; Carella, D.G.; Diaz, S.; Dicks, L.V.; Ellis, E.C.; Goldenberg, M.; Huaylla, C.A.; Kuperman, M.; Locke, H.; Mehrabi, Z.; Santibanez, F.; Zhu, C.D., (2021). Working landscapes need at least 20% native habitat. *Conservation Letters*, 14 (2): 10. <https://doi.org/10.1111/conl.12773>

- George, B.H.; Brennan, P.D., (2002). Herbicides are more cost-effective than alternative weed control methods for increasing early growth of *Eucalyptus dunnii* and *Eucalyptus saligna*. *New Forests*, 24 (2): 147-163. <https://doi.org/10.1023/a:1021227913989>
- Grimonprez, B., (2014). L'avenir des structures de l'exploitation agricole. À propos de la loi n° 2014-1170 du 13 octobre 2014. *Droit et ville*, 2014/2 (78): 181-201. <https://www.cairn.info/revue-droit-et-ville-2014-2-page-181.htm>
- Grimonprez, B.; Moreau, J.-P., (2019). Baux ruraux. *JurisClasseur Baux ruraux*. LexisNexis. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02020333>
- Hauck, J.; Schmidt, J.; Werner, A., (2016). Using social network analysis to identify key stakeholders in agricultural biodiversity governance and related land-use decisions at regional and local level. *Ecology and Society*, 21 (2): 16 p. <https://doi.org/10.5751/ES-08596-210249>
- Herzog, F., (1998). Streuobst: a traditional agroforestry system as a model for agroforestry development in temperate Europe. *Agroforestry Systems*, 42: pages 61–80. <https://doi.org/10.1023/A:1006152127824>
- Lawson, G.J.; Dupraz, C.; Herzog, F.; Moreno, G.; Pisanelli, A.; Thomas, T.H., (2002). *Incentives for tree planting on farms in the european union - is agroforestry supported ?* Montpellier (FRA): Inra-UMR SYSTEM, 20 p. http://www1.montpellier.inra.fr/safe/english/results/annual_report/SAFE-first-year-report-WP9-annex1.pdf
- Lemoine, C.; Sérusiaux, E.; Mahy, G.; Piqueray, J., (2018). Agro-environmental scheme for segetal plant conservation in Wallonia (Belgium): an assessment in conventional and organic fields. *BASE - Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement/Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, 22 (1): 35-44. <https://doi.org/10.25518/1780-4507.16307>
- Liagre, F.; Pisanelli, A.; Moreno, G.; Bellido, M.; Mayus, M.; Postma, M.; Schindler, B.; Graves, A.; Mantzanas, K.; Dupraz, C., (2005). *Survey of farmers' reaction to modern silvoarable systems in Europe: will European farmers adopt silvoarable agroforestry technology in the near future?* Montpellier: Inra, (Deliverable 8.2), 103 p. https://agrooof.net/recherche/fichesRD/docs/Farmers_reaction.pdf
- Liagre, F.; Dupraz, C.; Angéniol, C.; Canet, A.; Ambroise, R., (2010). Key policy changes that made agroforestry adoption possible in France. *12th North American Agroforestry Conference - Agroforestry: a profitable land use*. Athènes (GRC). Center for Agroforestry.
- Liagre, F.; Santi, F.; Vert, J., (2012). L'agroforesterie : intérêts et enjeux. *Analyse*, (37): 1-4. <https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Ana37/Ana37.pdf>
- Martin, G., (2008). Pour l'introduction en droit français d'une servitude conventionnelle ou d'une obligation propter rem de protection de l'environnement. *Revue juridique de l'Environnement*, (Hors-Série): 123-131. <https://doi.org/10.3406/rjenv.2008.4710>
- Mary, F.; Dupraz, C.; Delannoy, E.; Liagre, F., (1998). Incorporating agroforestry practices in the management of walnut plantations in Dauphine, France: an analysis of farmers' motivations. *Agroforestry Systems*, 43 (1-3): 243-256. <https://doi.org/10.1023/A:1026425307959>
- Morandini, L.A.; Long, R.F.; Kremen, C., (2016). Pest Control and Pollination Cost-Benefit Analysis of Hedgerow Restoration in a Simplified Agricultural Landscape. *Journal of Economic Entomology*, 109 (3): 1020-1027. <https://doi.org/10.1093/jee/tow086>
- Muschler, R.G., (2016). *Agroforestry: Essential for Sustainable and Climate-Smart Land Use?* Berlin: Springer-Verlag Berlin (*Tropical Forestry Handbook, 2nd Edition*). https://doi.org/10.1007/978-3-642-54601-3_300
- Nerlich, K.; Graeff-Honninger, S.; Claupein, W., (2013). Agroforestry in Europe: a review of the disappearance of traditional systems and development of modern agroforestry practices, with emphasis on experiences in Germany (vol 87, pg 475, 2013). *Agroforestry Systems*, 87 (5): 1211-1211. <https://doi.org/10.1007/s10457-013-9618-9>
- Pattanayak, S.K.; Mercer, D.E.; Sills, E.; Yang, J.C., (2003). Taking stock of agroforestry adoption studies. *Agroforestry Systems*, 57 (3): 137-150. <https://doi.org/10.1023/A:1024809108210>
- Pe'er, G.; Birkenstock, M.; Lakner, S.; Röder, N., (2021). *The Common Agricultural Policy post-2020: Views and recommendations from scientists to improve performance for biodiversity: Volume 1 - Synthesis Report*. Braunschweig (GER): Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, 112 p. <https://doi.org/10.3220/WP1620646984000>

- Pe'er, G.; Zinngrebe, Y.; Hauck, J.; Schindler, S.; Dittrich, A.; Zingg, S.; Tschardtke, T.; Oppermann, R.; Sutcliffe, L.M.E.; Sirami, C.; Schmidt, J.; Hoyer, C.; Schleyer, C.; Lakner, S., (2017). Adding Some Green to the Greening: Improving the EU's Ecological Focus Areas for Biodiversity and Farmers. *Conservation Letters*, 10 (5): 517-530. <https://doi.org/10.1111/conl.12333>
- Pe'er, G.; Finn, J.A.; Diaz, M.; Birkenstock, M.; Lakner, S.; Roder, N.; Kazakova, Y.; Sumrada, T.; Bezak, P.; Concepcion, E.D.; Danhardt, J.; Morales, M.B.; Rac, I.; Spulerova, J.; Schindler, S.; Stavrinides, M.; Targetti, S.; Viaggi, D.; Vogiatzakis, I.N.; Guyomard, H., (2022). How can the European Common Agricultural Policy help halt biodiversity loss? Recommendations by over 300 experts. *Conservation Letters*: 1-12. <https://doi.org/10.1111/conl.12901>
- Pointereau, P.; Coulon, F., (2006). La haie en France et en Europe : évolution ou régression, au travers des politiques agricole. *Premières rencontres nationales de la Haie champêtre*. Auch, 9 p. <https://rmt-agroforesteries.fr/wp-content/uploads/documents/rnhc-interv-pointereau.pdf>
- Prieur, M., (2016). *Droit de l'environnement*. Paris: Dalloz, 1228 p.
- Reboul-Maupin, N.; Grimonprez, B., (2016). L'obligation réelle environnementale : chronique d'une naissance annoncée. *Recueil Dalloz*, 2016: p. 2074. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01550578>
- Salliou, N.; Vialatte, A.; Monteil, C.; Barnaud, C., (2019). First use of participatory Bayesian modeling to study habitat management at multiple scales for biological pest control. *Agronomy for Sustainable Development*, 39 (1): 7. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0553-z>
- Smith, J.; Pearce, B.D.; Wolfe, M.S., (2012). A European perspective for developing modern multifunctional agroforestry systems for sustainable intensification. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 27 (4): 323-332. <https://doi.org/10.1017/S1742170511000597>
- Tschardtke, T.; Grass, I.; Wanger, T.C.; Westphal, C.; Batary, P., (2021). Beyond organic farming - harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 36 (10): 919-930. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.06.010>
- Van Vooren, L.; Reubens, B.; Broekx, S.; Pardon, P.; Reheul, D.; van Winsen, F.; Verheyen, K.; Wauters, E.; Lauwers, L., (2016). Greening and producing: An economic assessment framework for integrating trees in cropping systems. *Agricultural Systems*, 148: 44-57. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.06.007>
- Weibull, A.C.; Bengtsson, J.; Nohlgren, E., (2000). Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography*, 23 (6): 743-750. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2000.230611.x>
- Zhang, H.; Potts, S.G.; Breeze, T.; Bailey, A., (2018). European farmers' incentives to promote natural pest control service in arable fields. *Land Use Policy*, 78: 682-690. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.07.017>

Section 6.4

- Bareille, F.; Boussard, H.; Thenail, C., (2020). Productive ecosystem services and collective management: Lessons from a realistic landscape model. *Ecological Economics*, 169: 11 p. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106482>
- Barnaud, C.; Corbera, E.; Muradian, R.; Salliou, N.; Sirami, C.; Vialatte, A.; Choisis, J.-P.; Dendoncker, N.; Mathevet, R.; Moreau, C.; Reyes-Garcia, V.; Boada, M.; Deconchat, M.; Cibien, C.; Garnier, S.; Maneja, R.; Antona, M., (2018). Ecosystem services, social interdependencies, and collective action: a conceptual framework. *Ecology and Society*, 23 (1). <https://doi.org/10.5751/ES-09848-230115>
- Bell, A.; Zhang, W.; Nou, K., (2016). Pesticide use and cooperative management of natural enemy habitat in a framed field experiment. *Agricultural Systems*, 143: 1-43. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.11.012>
- Biggs, R.; Schlueter, M.; Biggs, D.; Bohensky, E.L.; BurnSilver, S.; Cundill, G.; Dakos, V.; Daw, T.M.; Evans, L.S.; Kotschy, K.; Leitch, A.M.; Meek, C.; Quinlan, A.; Raudsepp-Hearne, C.; Robards, M.D.; Schoon, M.L.; Schultz, L.; West, P.C., (2012). Toward Principles for Enhancing the Resilience of Ecosystem Services. *Annual Review of Environment and Resources*, 37: 421-448. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-051211-123836>

- Caillault, S.; Mialhe, F.; Vannier, C.; Delmotte, S.; Kedowide, C.; Amblard, F.; Etienne, M.; Becu, N.; Gautreau, P.; Houet, T., (2013). Influence of incentive networks on landscape changes: A simple agent-based simulation approach. *Environmental Modelling & Software*, 45: 64-73. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.11.003>
- Cardillo, C.; Cimino, O.; Henke, R., (2012). Delivering public goods in agriculture: the cost of green payments for Italian farms. *126th Eaae Seminar New challenges for EU agricultural sector and rural areas. Which role for public policy?* Capri (ITA).
- Cardona, A., (2012). Territorial agri-food systems: relinking farming to local and environmental stakes to change farming systems. *Producing and reproducing farming systems. New modes of organisation for sustainable food systems of tomorrow*. Aarhus. IFSA, 8 p. http://ifsa.boku.ac.at/cms//fileadmin/Proceeding2012/IFSA2012_WS4.1_Cardona.pdf
- Cieslik, K.J.; Leeuwis, C.; Dewulf, A.R.P.J.; Lie, R.; Werners, S.E.; van Wessel, M.; Feindt, P.; Struik, P.C., (2018). Addressing socio-ecological development challenges in the digital age: Exploring the potential of Environmental Virtual Observatories for Connective Action (EVOCA). *NJAS: Wageningen Journal of Life Sciences*, 86-87 (1): 2-11. <https://doi.org/10.1016/j.njas.2018.07.006>
- Cieslik, K.; Cecchi, F.; Damtew, E.A.; Tafesse, S.; Struik, P.C.; Lemaga, B.; Leeuwis, C., (2021). The role of ICT in collective management of public goods: The case of potato late blight in Ethiopia. *World Development*, 140: 14 p. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2020.105366>
- Coolsaet, B., (2015). Transformative Participation in Agrobiodiversity Governance: Making the Case for an Environmental Justice Approach. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 28 (6): 1089-1104. <https://doi.org/10.1007/s10806-015-9579-2>
- Delmotte, F.; Fabre, F.; Miclot, A.-S.; Paineau, M.; Schneider, C.; Delière, L., (2021). Des vignes, des invasions et des résistances. In: Lannou, C.; Roby, D.; Ravigné, V.; Hannachi, M.; Moury, B., eds. *L'immunité des plantes: Pour des cultures résistantes aux maladies*. Versailles: Quae (Savoir Faire) 26, 392 p.
- Di Falco, S.; Smale, M.; Perrings, C., (2008). The role of agricultural cooperatives in sustaining the wheat diversity and productivity: the case of southern Italy. *Environmental and Resource Economics*, 39 (2): 161-174. <https://doi.org/10.1007/s10640-007-9100-0>
- Diotallevi, F.; Blasi, E.; Franco, S., (2015). Greening as compensation to production of environmental public goods: how do common rules have an influence at local level? The case of durum wheat in Italy. *Agricultural and Food Economics*, 3: 14 p. <https://doi.org/10.1186/s40100-015-0036-3>
- Duru, M.; Therond, O.; Martin, G.; Martin-Clouaire, R.; Magne, M.A.; Justes, E.; Journet, E.P.; Aubertot, J.N.; Savary, S.; Bergez, J.E.; Sarthou, J., (2015). How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (4): 1259-1281. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1>
- Edwards, D.P.; Laurance, S.G., (2012). Green labelling, sustainability and the expansion of tropical agriculture: Critical issues for certification schemes. *Biological Conservation*, 151 (1): 60-64. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.017>
- Fitt, B.D.L.; Brun, H.; Barbetti, M.J.; Rimmer, S.R., (2006). World-wide importance of phoma stem canker (*Leptosphaeria maculans* and *L-Biglobosa*) on oilseed rape (*Brassica napus*). *European Journal of Plant Pathology*, 114 (1): 3-15. <https://doi.org/10.1007/s10658-005-2233-5>
- Gladders, P.; Evans, N.; Marcroft, S.; Pinochet, X., (2006). Dissemination of information about management strategies and changes in farming practices for the exploitation of resistance to *Leptosphaeria maculans* (phoma stem canker) in oilseed rape cultivars. *European Journal of Plant Pathology*, 114 (1): 117-126. <https://doi.org/10.1007/s10658-005-2501-4>
- Gobillot, A.; Benoit, M., (2016). Growing water landscape: an actor-oriented research on Vittel watershed. *14. ESA Congress. Growing landscapes. Cultivating innovative agricultural systems*. Edinburgh, 36 p. <https://hal.elte.hu/~vasarhelyi/doc/vasarhelyi2016intelligent.pdf>
- Grogan, K.A.; Goodhue, R.E., (2012). Spatial Externalities of Pest Control Decisions in the California Citrus Industry. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 37 (1): 156-179. <https://jareonline.org/articles/spatial-externalities-of-pest-control-decisions-in-the-california-citrus-industry/>

- Hannachi, M.; Taddei, E.; Torloni Capri, C.; Raulet-Croset, N.; Dumez, H., (2017). (Re)-creating the commons: the social construction of new commons: Learning from the case of water management in the city of Naples (Italy). *International Association for the study of the commons (IASC, 2017) : "Self-governance, cooperation and institutional change"*. Utrecht (NLD). <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02787011>
- Hannachi, M.; Berthet, E.; Charrier, F.; Coleno, F., (2019). La transition vers une gestion durable des maladies à l'échelle du paysage. Quels apports pour les sciences de gestion et la transdisciplinarité. In: Petit, S.; Lavigne, C., eds. *Paysage, biodiversité fonctionnelle et santé des cultures*. Versailles: Quae.
- Hannachi, M.; Fares, M.h.; Coléno, F., C.; Assens, C., (2020). The "new agricultural collectivism": How cooperatives horizontal coordination drive multi-stakeholders self-organization. *Journal of Co-operative Organization and Management*, 8 (2). <https://doi.org/10.1016/j.jcom.2020.100111>
- Hannachi, M.; Coléno, F.; Bousset, L.; Delourme, R.; Chevre, A.-M.; Balesdent, M.-H.; Rouxel, T.; Pinochet, X.; Leflon, M.; Multeau, C.; Garmendia-Auckenthaler, L., (2021). Vers une gestion des gènes de résistance comme des biens communs. In: Lannou, C.; Roby, D.; Ravigné, V.; Hannachi, M.; Moury, B., eds. *L'immunité des plantes: Pour des cultures résistantes aux maladies*. Versailles: Quae (Savoir Faire) 21, 392 p.
- Hardin, G., (1968). The tragedy of the commons: the population problem has no technical solution; it requires a fundamental extension in morality. *Science*, 162 (3859): 1243-1248. <http://www.jstor.org/stable/1724745?origin=JSTOR-pdf>
- Hellin, J.; Hignman, S., (2005). Crop Diversity and Livelihood Security in the Andes. *Development in Practice*, 15 (2): 165-174. <https://doi.org/10.1080/09614520500041344>
- Hollaender, K.; Leroy, P., (2001). Reflections on the Interactive Sessions: From Scepticism to Good Practices. In: Thompson Klein, J.; Häberli, R.; Scholz, R.W.; Grossenbacher-Mansuy, W.; Bill, A.; Welti, M., eds. *Transdisciplinarity: Joint Problem Solving among Science, Technology, and Society: An Effective Way for Managing Complexity*. Springer Basel, 217-235. https://doi.org/10.1007/978-3-0348-8419-8_16
- Iverson, A.L.; Gonthier, D.J.; Pak, D.; Ennis, K.K.; Burnham, R.J.; Perfecto, I.; Rodriguez, M.R.; Vandermeer, J.H., (2019). A multifunctional approach for achieving simultaneous biodiversity conservation and farmer livelihood in coffee agroecosystems. *Biological Conservation*, 238: 11 p. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.07.024>
- Jarvis, D.I.; Hodgkin, T.; Sthapit, B.R.; Fadda, C.; Lopez-Noriega, I., (2011). An Heuristic Framework for Identifying Multiple Ways of Supporting the Conservation and Use of Traditional Crop Varieties within the Agricultural Production System. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 30 (1-2): 125-176. <https://doi.org/10.1080/07352689.2011.554358>
- Kherchi, I.; Fellague, M.; Haddou, S.A., (2019). How Nestle Applied Shared Value Creation in Agriculture Sector to achieve Sustainable Agriculture and Make more Profit «Nestle Model». *Management & Economics Research Journal*, 1 (3): 12-26. <https://doi.org/10.48100/merj.v1i3.38>
- Labarthe, P., (2009). Extension services and multifunctional agriculture: Lessons learnt from the French and Dutch contexts and approaches. *Journal of Environmental Management*, 90 (2): S193-S202. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.11.021>
- Lamine, C., C.; Navarrete, M.; Cardona, A., (2014). Transitions towards organic farming at the farm and at the local scales: the role of innovative production and organisational modes and networks. *Organic farming, Prototype for sustainable agricultures*. Dordrecht (netherlands): Editions Springer, 489 p. <https://hal.inrae.fr/hal-02795561>
- Lence, S.H.; Singerman, A., (2022). When does voluntary coordination work? Evidence from area-wide pest management. *American Journal of Agricultural Economics*. <https://doi.org/10.1111/ajae.12308>
- Lewis, D.J.; Barham, B.L.; Zimmerer, K.S., (2008). Spatial Externalities in Agriculture: Empirical Analysis, Statistical Identification, and Policy Implications. *World Development*, 36 (10): 1813-1829. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2007.10.017>
- Magaudda, S.; D'Ascanio, R.; Muccitelli, S.; Palazzo, A.L., (2020). 'Greening' Green Infrastructure. Good Italian Practices for Enhancing Green Infrastructure through the Common Agricultural Policy. *Sustainability*, 12 (6): 1-22. <https://doi.org/10.3390/su12062301>
- McDonald, B.A.; Linde, C., (2002). Pathogen population genetics, evolutionary potential, and durable resistance. *Annual Review of Phytopathology*, 40: 349-379. <https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.40.120501.101443>

- McWilliam, E.; Hearn, G.; Haseman, B., (2008). Transdisciplinarity for creative futures: what barriers and opportunities? *Innovations in Education and Teaching International*, 45 (3): 247-253.
<https://doi.org/10.1080/14703290802176097>
- Monteleone, M.; Cammerino, A.R.B.; Libutti, A., (2018). Agricultural "greening" and cropland diversification trends: Potential contribution of agroenergy crops in Capitanata (South Italy). *Land Use Policy*, 70: 591-600.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.10.038>
- Ogorevc, M.; Slabe-Erker, R., (2018). Assessment of the European Common Agricultural Policy and landscape changes: an example from Slovenia. *Agricultural Economics-Zemledelska Ekonomika*, 64 (11): 489-498.
<https://doi.org/10.17221/337/2017-AGRICECON>
- Ostrom, E., (1990). *Governing the commons: The evolution of institutions for collective action*. Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511807763>
- Ostrom, E., (2010). Beyond Markets and States: Polycentric Governance of Complex Economic Systems. *AMERICAN ECONOMIC REVIEW*, 100 (3): 641-672. <https://doi.org/10.1257/aer.100.3.641>
- Petit, S.; Muneret, L.; Carbonne, B.; Hannachi, M.; Ricci, B.; Rusch, A.; Lavigne, C., (2020). Landscape-scale expansion of agroecology to enhance natural pest control: A systematic review. In: Bohan, D.A.; Vanbergen, A.J., eds. *Advances in Ecological Research: The Future of Agricultural Landscapes, Part I*. Academic Press 1, 1-48.
<https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2020.09.001>
- Pinochet, X.; Mestries, E.; Penaud, A.; Delourme, R.; Chevre, A.-M.; Renard, M.; Brun, H.; Bousset, L.; Balesdent, M.-H.; Rouxel, T.; Aubertot, J.-N., (2003). Towards a durable management of genetic resistances to *Leptosphaeria maculans*. *OCL Oilseeds and fats crops and lipids*, 10 (3): 208-211. <https://doi.org/10.1051/ocl.2003.0208>
- Poggi, S.; Vinatier, F.; Hannachi, M.; Sanz, E.S.; Rudi, G.; Zamberletti, P.; Tixier, P.; Papaix, J., (2021). How can models foster the transition towards future agricultural landscapes? In: Bohan, D.A.; Vanbergen, A.J., eds. *The Future of Agricultural Landscapes, Part II*. Academic Press 7, 305-368. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2020.11.004>
- Popa, F.; Guillermin, M.; Dedeurvaerdere, T., (2015). A pragmatist approach to transdisciplinarity in sustainability research: From complex systems theory to reflexive science. *Futures*, 65: 45-56.
<https://doi.org/10.1016/j.futures.2014.02.002>
- Ricci, B.; Petit, S.; Allanic, C.; Langot, M.; Parisey, N.; Poggi, S., (2019). Quelle efficacité d'une gestion à une échelle paysagère large des abondances locales d'adventices? Une approche de modélisation à l'échelle du paysage. *Séminaire final du projet de recherche ANR CoSAC-Gestion des adventices dans un contexte de changement*. Paris (FRA).
- Rogga, S.; Zscheischler, J.; Gaasch, N., (2018). How Much of the Real-World Laboratory Is Hidden in Current Transdisciplinary Research? *Gaia-Ecological Perspectives for Science and Society*, 27 (1): 18-22.
<https://doi.org/10.14512/gaia.27.S1.6>
- Rouxel, T.; Penaud, A.; Pinochet, X.; Brun, H.; Gout, L.; Delourme, R.; Schmit, J.; Balesdent, M.-H., (2003). A 10-year survey of populations of *Leptosphaeria maculans* in France indicates a rapid adaptation towards the RIm1 resistance gene of oilseed rape. *European Journal of Plant Pathology*, 109 (8): 871-881.
<https://doi.org/10.1023/A:1026189225466>
- Rueda, X.; Thomas, N.E.; Lambin, E.F., (2015). Eco-certification and coffee cultivation enhance tree cover and forest connectivity in the Colombian coffee landscapes. *Regional Environmental Change*, 15 (1): 25-33.
<https://doi.org/10.1007/s10113-014-0607-y>
- Ruiz-Ballesteros, E.; Gual, M.A., (2012). The Emergence of New Commons Community and Multi-Level Governance in the Ecuadorian Coast. *Human Ecology*, 40 (6): 847-862. <https://doi.org/10.1007/s10745-012-9540-1>
- Salliou, N.; Barnaud, C., (2017). Landscape and biodiversity as new resources for agro-ecology? Insights from farmers' perspectives. *Ecology and Society*, 22 (2). <https://doi.org/10.5751/ES-09249-220216>
- Salliou, N.; Vialatte, A.; Monteil, C.; Barnaud, C., (2019). First use of participatory Bayesian modeling to study habitat management at multiple scales for biological pest control. *Agronomy for Sustainable Development*, 39 (1). <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0553-z>
- Scott, J.; Marshall, G., (2009). *A dictionary of sociology*.

- Singerman, A.; Useche, P., (2019). The Role of Strategic Uncertainty in Area-wide Pest Management Decisions of Florida Citrus Growers. *American Journal of Agricultural Economics*, 101 (4): 991-1011. <https://doi.org/10.1093/ajae/aaz006>
- Steingrover, E.G.; Geertsema, W.; van Wingerden, W.K.R.E., (2010). Designing agricultural landscapes for natural pest control: a transdisciplinary approach in the Hoeksche Waard (The Netherlands). *Landscape Ecology*, 25 (6): 825-838. <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9489-7>
- Tichit, M.; Hannachi, M., (2019). Vers des paysages agricoles multifonctionnels. *Paysage, biodiversité fonctionnelle et santé des plantes*. 1ère éd. ed. Versailles: Quae (Science en partage) 12.
- Torquebiau, E.; Cholet, N.; Ferguson, W.; Letourmy, P., (2013). Designing an Index to Reveal the Potential of Multipurpose Landscapes in Southern Africa. *Land*, 2 (4): 705-725. <https://doi.org/10.3390/land2040705>
- Vialatte, A.; Tibi, A.; Alignier, A.; Angeon, V.; Bedoussac, L.; Bohan, D.A.; Bougherara, D.; Carpentier, A.; Castagneyrol, B.; Cordeau, S.; Courtois, P.; Deguine, J.-P.; Enjalbert, J.; Fabrel, F.; Femenia, F.; Freville, H.; Goulet, F.; Grateau, R.; Grimonprez, B.; Gross, N.; Hannachi, M.; Jeanneret, P.; Kuhfuss, L.; Labarthe, P.; Launay, M.; Lefebvre, M.; Lelievre, V.; Lemarie, S.; Martel, G.; Masson, A.; Navarrete, M.; Plantegenest, M.; Ravigne, V.; Rusch, A.; Suffert, F.; Tapsoba, A.; Therond, O.; Thoyer, S.; Martinet, V., (2021). Promoting crop pest control by plant diversification in agricultural landscapes: A conceptual framework for analysing feedback loops between agro-ecological and socio-economic effects. *Advances in Ecological Research*, 65: 133-165. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2021.10.004>
- Villanueva, A.J.; Gomez-Limon, J.A.; Arriaza, M.; Rodriguez-Entrena, M., (2015). The design of agri-environmental schemes: Farmers' preferences in southern Spain. *Land Use Policy*, 46: 142-154. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.02.009>
- Xu, G.; Sarkar, A.; Qian, L., (2021). Does organizational participation affect farmers' behavior in adopting the joint mechanism of pest and disease control? A study of Meixian County, Shaanxi Province. *Pest Management Science*, 77 (3): 1428-1443. <https://doi.org/10.1002/ps.6161>

Section 6.5

- Altieri, M.A., (1996). *Agroecology: The Science Of Sustainable Agriculture*,. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780429495465>
- Ansaloni, M., (2015). *Le tournant environnemental de la PAC : Débats et coalitions en France, en Hongrie et au Royaume-Uni*. Paris: L'Harmattan (*Logiques politiques*), 374 p.
- Bailey, A.S.; Bertaglia, M.; Fraser, I.M.; Sharma, A.; Douarin, E., (2009). Integrated pest management portfolios in UK arable farming: results of a farmer survey. *Pest Management Science*, 65 (9): 1030-1039. <https://doi.org/10.1002/ps.1790>
- Baranzini, A.; Carattini, S., (2017). Effectiveness, earmarking and labeling: testing the acceptability of carbon taxes with survey data. *Environmental Economics and Policy Studies*, 19 (1): 197-227. <https://doi.org/10.1007/s10018-016-0144-7>
- Beiser-McGrath, L.F.; Bernauer, T., (2019). Could revenue recycling make effective carbon taxation politically feasible? *Science Advances*, 5 (9). <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax3323>
- Berendse, F., (2017). Add a tax to the EU agricultural policy. *Nature*, 543 (7645): 315. <https://doi.org/10.1038/543315a>
- Carattini, S.; Carvalho, M.; Fankhauser, S., (2018). Overcoming public resistance to carbon taxes. *Wires Climate Change*, 9 (5): 26 p. <https://doi.org/10.1002/wcc.531>
- Carattini, S.; Kallbekken, S.; Orlov, A., (2019). How to win public support for a global carbon tax. *Nature*, 565 (7739): 289-291. <https://doi.org/10.1038/d41586-019-00124-x>
- Centre-d'Analyse-Stratégique, (2012). *Les aides publiques dommageables à la biodiversité. Rapports & Documents n°43. Mission présidée par Guillaume Sainteny*. Paris, 414 p. http://archives.strategie.gouv.fr/cas/system/files/rapport_43_web_0.pdf

- Falconer, K.E., (1998). Managing diffuse environmental contamination from agricultural pesticides: an economic perspective on issues and policy options, with particular reference to Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 69 (1): 37-54. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(98\)00095-4](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(98)00095-4)
- Finger, R.; Mohring, N.; Dalhaus, T.; Bocker, T., (2017). Revisiting Pesticide Taxation Schemes. *Ecological Economics*, 134: 263-266. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.12.001>
- Geels, F.W., (2002). Technological transitions as evolutionary reconfiguration processes: a multi-level perspective and a case-study. *Research Policy*, 31 (8-9): 1257-1274. [https://doi.org/10.1016/S0048-7333\(02\)00062-8](https://doi.org/10.1016/S0048-7333(02)00062-8)
- Gliessman, S.R.; Engles, E.; Krieger, R., (1998). *Agroecology: ecological processes in sustainable agriculture*. Chelsea: Ann Harbor Press, 357 p. <https://lib.ugent.be/catalog/rug01:000761909>
- Maestre-Andrés, S.; Drews, S.; van den Bergh, J., (2019). Perceived fairness and public acceptability of carbon pricing: a review of the literature. *Climate Policy*, 19 (9): 1186-1204. <https://doi.org/10.1080/14693062.2019.1639490>
- Mahé, L.P.; Roe, T.L., (1996). The political economy of the 1992 CAP reform. *American Journal of Agricultural Economics*, 78 (5): 1314-1323. <https://doi.org/10.2307/1243513>
- Malezieux, E.; Crozat, Y.; Dupraz, C.; Laurans, M.; Makowski, D.; Ozier-Lafontaine, H.; Rapidel, B.; de Tourdonnet, S.; Valantin-Morison, M., (2009). Mixing plant species in cropping systems: concepts, tools and models. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29 (1): 43-62. <https://doi.org/10.1051/agro:2007057>
- Morandini, L.A.; Long, R.F.; Kremen, C., (2016). Pest Control and Pollination Cost-Benefit Analysis of Hedgerow Restoration in a Simplified Agricultural Landscape. *Journal of Economic Entomology*, 109 (3): 1020-1027. <https://doi.org/10.1093/jee/tow086>
- Morel, K.; Revoyron, E.; San Cristobal, M.; Baret, P.V., (2020). Innovating within or outside dominant food systems? Different challenges for contrasting crop diversification strategies in Europe. *Plos One*, 15 (3): 1-24. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0229910>
- Nam, C.W.; Parsche, R.; Radulescu, D.M.; Schöpe, M., (2007). Taxation of fertilizers, pesticides and energy use for agricultural production in selected EU countries. *European Environment*, 17 (4): 267-284. <https://doi.org/10.1002/eet.444>
- Rivlin, A.M., (1989). The Continuing Search for a Popular Tax. *AMERICAN ECONOMIC REVIEW*, 79 (2): 113-117. <https://www.jstor.org/stable/1827741>
- Schuitema, G.; Steg, L.; Forward, S., (2010). Explaining differences in acceptability before and acceptance after the implementation of a congestion charge in Stockholm. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 44 (2): 99-109. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2009.11.005>
- Swinen, J., (2008). *The perfect storm – the political economy of the Fischler reforms of the CAP*. Bruxelles: CEPS, 180 p.
- Swinen, J.; Anania, G.; Balmann, A.; Buckwell, A.; Bureau, J.-C.; De Castro, P.; Di Mambro, A.; Erjavec, E.; Erjavec, K.; Fertö, I.; Garrone, M.; Haniotis, T.; Hart, K.; Josling, T.E.; Knops, L.; Kovacs, A.; Lovec, M.; Mahé, L.-P.; Matthews, A.; Moehler, R.; Olper, A.; Pacca, L.; Potocnik, J.; Pupo d'Andrea, M.R.; Roederer-Rynning, C.; Sahrbacher, A.; Sahrbacher, C.; Swinbank, A.; CEPS, (2015). *The political economy of the 2014-2020 Common Agricultural Policy. an imperfect storm*. Totowa NJ (USA): Rowman and Littlefield.
- van Straalen, N.M.; Legler, J., (2018). Decision-making in a storm of discontent. *Science*, 360 (6392): 958-960. <https://doi.org/10.1126/science.aat0567>
- Zhang, H.; Potts, S.G.; Breeze, T.; Bailey, A., (2018). European farmers' incentives to promote natural pest control service in arable fields. *Land Use Policy*, 78: 682-690. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.07.017>
- Zilberman, D.; Millock, K., (1997). Pesticide Use and Regulation: Making Economic Sense Out of an Externality and Regulation Nightmare. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 22 (2): 321-332. <https://ageconsearch.umn.edu/record/30857/files/22020321.pdf>

Annexe 6-1. Requêtes utilisées pour interroger les bases de données bibliographiques

Question centrale de l'ESCO, les conditions de déploiement des stratégies de protection des cultures reposant sur la diversification végétale ont été analysées à partir de la littérature scientifique internationale collectée selon la méthodologie décrite en Encadré 6-1. La présente annexe présente les requêtes élaborées par les experts auteurs du Chapitre 6 en interaction avec le documentaliste, le pilote scientifique et la coordinatrice pour interroger le Web of Science (WoS) et Scopus.

Les requêtes sont structurées schématiquement en combinant des composantes de mots-clés de la façon suivante :

[« *modes de diversification* »] AND [« *facteur socio-économique* »] AND [« *agriculture* »]

[« *protection des cultures* »] AND [« *facteur socio-économique* »] AND [« *agriculture* »]

Les composantes « *modes de diversification* », « *protection des cultures* » et « *agriculture* » sont communes à toutes les requêtes. La composante « *modes de diversification* » rassemble tous les mots-clés utilisés dans le Chapitre 3 pour caractériser les différents modes de diversification végétale. La composante « *protection des cultures* » rassemble à la fois des mots-clés utilisés dans le Chapitre 3 pour désigner la notion de contrôle des bioagresseurs et des mots-clés relatifs à l'usage de pesticides. La composante « *agriculture* » sert à éliminer les articles ne portant pas sur le secteur agricole.

La composante « *facteur socio-économique* » varie selon les requêtes car les experts se sont organisés en sous-groupes prenant chacun en charge un niveau d'organisation socio-économique (exploitation agricole, filières, territoires, contexte institutionnel). Croisée avec la partie commune, elle permet de cibler les articles traitant plus spécifiquement des facteurs socio-économiques susceptibles d'influer sur l'adoption et/ou la mise en œuvre des différents modes de diversification végétale. Sauf exception, les mots-clés de cette composante n'ont été recherchés que dans le titre et les mots-clés des articles, et non pas dans leur résumé, afin de ne collecter que des articles centrés sur ces facteurs socio-économiques (et non ceux les citant comme élément de contexte uniquement).

Une (ou plusieurs) requête spécifique à facteur socio-économique a ainsi été élaborée, afin de constituer un corpus bibliographique par facteur (certains articles pouvant être inclus dans plusieurs corpus). Ces requêtes ont été élaborées et affinées de manière itérative entre experts, documentaliste, pilote scientifique et cheffe de projet. Ainsi, une première requête a d'abord été établie pour chaque facteur socio-économique, et ses résultats triés (passage en revue des titres et résumés) afin d'en évaluer la pertinence. Sur la base de ce diagnostic, un travail d'ajustement des mots-clés a ensuite été réalisé au cas par cas, et les interrogations actualisées. Selon les facteurs socio-économiques étudiés, les 4 composantes décrites ci-dessus ont pu être ajustées différemment (par exemple, l'usage de la composant « *protection cultures* » n'était pas pertinente pour certains facteurs). De plus, un filtre a été appliqué aux interrogations WoS pour ne retenir que les documents de types articles, *reviews*, ouvrages ou chapitres d'ouvrages.

Les références jugées pertinentes ont ensuite été classées par les experts en 4 grands paquets selon le mode de diversification qu'elles traitent, faisant chacun l'objet d'une section du Chapitre 6 :

- Diversification intra-parcellaire (mélanges variétaux et d'espèces)
- Diversification temporelle (allongement des rotations, introduction de courts d'interculture)
- Diversité des éléments semi-naturels (incluant ici l'agroforesterie)
- Diversification à l'échelle du paysage (enjeux de coordination des acteurs)

Dans une seconde étape de constitution des corpus, les experts responsables de chaque section ont réalisé un 2^e tri plus précis des références ainsi identifiées, et n'ont sélectionné, après lecture approfondie, que les plus pertinentes pour renseigner l'ESCO. A ces références, les experts ont manuellement ajouté d'autres articles pertinents non collectés par les requêtes.

Composantes communes à toutes les requêtes

Modes de diversification

TI-AB-AK⁵³= ("crop rotation*" OR "crop sequence*" OR "continuous crop*" OR "multiple crop*" OR monocrop* OR "catch crop*" OR "relay crop*" OR intercrop* OR "cover crop*" OR "living mulch*" OR "green manure*" OR fallow* OR "crop composition*" OR "crop divers*" OR "cropland divers*" OR "genet* divers*" OR "cultivar heterogene*" OR "variet* heterogene*" OR "crop resist*" OR "variet* resist*" OR "resistance gene*" OR "gene* of resistance" OR "resistance manag*" OR "manag* of resistance" OR "resistance durability" OR "plot size*" OR "plot shape*" OR "field size*" OR "field shape*" OR "parcel size*" OR "parcel shape*" OR patch* OR "spatial configuration*" OR "spatial organisation*" OR "spatial organization*" OR "spatial heterogene*" OR "landscape composition*" OR "landscape fragmentation*" OR "landscape complexit*" OR "land* pattern*" OR "land-use pattern*" OR "landscape arrangement*" OR "landscape disposition*" OR "landscape heterogene*" OR "landscape divers*" OR "landscape specialisation*" OR "landscape specialization*" OR "perimeter area ratio" OR "genotype unit area" OR "substitutive design*" OR "replacement design*" OR "additive design*" OR "plant species blend*" OR "plant species richness" OR "plant species composition" OR "associational resistance" OR "associational susceptibility" OR "crop* mixture*" OR "crop* blend*" OR "mixture* of crop*" OR "mixed crop*" OR "associated crop*" OR "association* of crop*" OR "cultivated species mixture*" OR "cultivated species blend*" OR "mixture* of cultivated species" OR "crop* heterogen*" OR "crop* richness" OR "richness of crop*" OR "companion plant*" OR "companion crop*" OR "trap plant*" OR "trap crop*" OR "service plant*" OR "service crop*" OR "variet* mixture*" OR "variet* blend*" OR "mixture* of variet*" OR "mix* variet*" OR "associat* variet*" OR "variet* associat*" OR "associat* of variet*" OR "richness of variet*" OR "variet* divers*" OR "variet* richness*" OR "within field mixture*" OR "intrafield mixture*" OR "within field diversification*" OR "intrafield diversification*" OR "within field heterogene*" OR "intrafield heterogene*" OR "within field richness*" OR "intrafield richness*" OR "open pollinated variet*" OR "cultivar* mixture*" OR "cultivar* blend*" OR "mixture* of cultivar*" OR "mix* cultivar*" OR "associat* cultivar*" OR "cultivar* associat*" OR "associat* of cultivar*" OR "richness of cultivar*" OR "cultivar* divers*" OR "cultivar* richness*" OR landrace* OR "open pollinated cutivar*" OR "genotype* mixture*" OR "genotype* blend*" OR "mixture* of genotype*" OR "mix* genotype*" OR "associat* genotype*" OR "genotype* associat*" OR "associat* of genotype*" OR "richness of genotype*" OR "genotype* divers*" OR "genotype* richness*" OR "open pollinated genotype*" OR "multiline cultivar*" OR "plant* interspecific" OR "interspecific plant*" OR "Ecological Focus Area*" OR "EFA") OR (("semi natural" OR seminatural OR "natural vegetat*" OR "non crop*" OR noncrop* OR uncrop* OR "un crop*" OR "green infrastructure\$" OR "blue infrastructure\$" OR "green belt\$" OR "blue belt\$" OR "green corridor\$" OR "blue corridor\$" OR "ecological corridor\$" OR "wildlife corridor*" OR "ecological continuit*" OR "isolated tree\$" OR "dry stone terrace\$" OR "low stone wall\$" OR ditch\$ OR "hedge row*" OR hedgerow* OR "grass barrier*" OR "grassed barrier*" OR "managed barrier*" OR "riparian barrier*" OR "vegetated barrier*" OR "vegetation barrier*" OR "vegetative barrier*" OR "plant barrier*" OR "wood barrier*" OR "woody barrier*" OR "grass border*" OR "grassy border*" OR "riparian border*" OR "vegetated border*" OR "vegetation border*" OR "plant border*" OR "planted border*" OR "flower border*" OR "wood border*" OR "wooded border*" OR "woody border*" OR "cultivated border*" OR "weedy border*" OR "perennial border*" OR "grass boundar*" OR "grassy boundar*" OR "managed boundar*" OR "riparian boundar*" OR "vegetated boundar*" OR "vegetation boundar*" OR "plant boundar*" OR "flower boundar*" OR "wooded boundar*" OR "woody boundar*" OR "perennial boundar*" OR "grass buffer*" OR "grassed buffer*" OR "grassy buffer*" OR "managed buffer*" OR "riparian buffer*" OR "unmanaged buffer*" OR "vegetated buffer*" OR "vegetation buffer*" OR "vegetative buffer*" OR "non-cropped buffer*" OR "plant buffer*" OR "planted buffer*" OR "flower buffer*" OR "wood buffer*" OR "wooded buffer*" OR "woody buffer*" OR "cultivated buffer*" OR "uncultivated buffer*" OR "perennial buffer*" OR "grass margin*" OR "grassy margin*" OR "managed margin*" OR "riparian margin*" OR "sown margin*" OR "unmanaged margin*" OR "vegetated margin*" OR "vegetation margin*" OR "plant margin*" OR "planted margin*" OR "flower margin*" OR "wood margin*" OR "wooded margin*" OR "woody margin*" OR "cultivated margin*" OR "uncultivated margin*" OR "weedy margin*" OR "perennial margin*" OR "grass strip*" OR "grassed strip*" OR "grassy strip*" OR "managed strip*" OR "riparian strip*" OR "sown strip*" OR "unmanaged strip*" OR "unploughed strip*" OR "vegetated strip*" OR "vegetation strip*" OR "vegetative strip*" OR "plant strip*" OR "planted strip*" OR "flower strip*" OR "wood strip*" OR "wooded strip*" OR "woody strip*" OR "cultivated strip*" OR "uncultivated strip*" OR "grazed strip*" OR "weedy strip*" OR "perennial strip*" OR "managed zone*" OR "riparian zone*" OR "vegetated zone*" OR "vegetation zone*" OR "vegetative zone*" OR "cultivated zone*" OR "barrier strip*" OR "border strip*" OR "boundary strip*" OR "boundary management*" OR "field border*" OR "field buffer*" OR "field margin*" OR "buffer strip*" OR "buffer zone*" OR "buffer management*" OR bufferstrip* OR bufferzone* OR "farm edge*" OR "farm interface*" OR "field bank*" OR "field boundary*" OR "field edge*" OR "field interface*" OR "margin strip*" OR "beetle bank*" OR shelterbelt* OR "shelter belt*" OR "grassed waterway*" OR "grass waterway*" OR "conservation buffer*" OR "conservation headland*" OR "stream border*" OR "stream buffer*" OR "waterway buffer*" OR "permanent strip*" OR "permanent margin*" OR agroforest* OR embankment\$ OR watercourse\$ OR "wet area\$" OR "riparian woodland\$" OR "woods" OR "woody area\$" OR meadow* OR rangeland* OR ((forest OR forests OR forested OR pasture* OR grassland\$) AND (landscape*) OR rotation* OR landuse OR "land-use" OR spatial OR "agricultural ecosystem*" OR "rural livelihood*" OR "rural location*" OR diversification))) AND ("Pesticide use" OR "herbicide use" OR "insecticide use" OR "fungicide use" OR "pest reduc*" OR "pest regul*" OR "pest control*" OR "pest manag*" OR "pest eradicat*" OR "pest suppr*" OR "weed reduc*" OR "weed regul*" OR "weed control*" OR "weed manag*" OR "weed eradicat*" OR "weed suppr*" OR "insect reduc*" OR "insect regul*" OR "insect control*" OR "insect manag*" OR "insect eradicat*" OR "insect suppr*" OR "disease reduc*" OR "disease regul*" OR "disease control*" OR "disease manag*" OR "disease eradicat*" OR "disease suppr*" OR "pathogen reduc*" OR "pathogen regul*" OR "pathogen control*" OR "pathogen manag*" OR "pathogen eradicat*" OR "pathogen suppr*" OR "biological control*" OR biocontrol* OR "bio-control*" OR "damage reduc*" OR "damage regul*" OR "damage control*" OR "damage manag*" OR "damage suppr*"))

⁵³ Champs interrogés : TI : titre ; AB : résumé (*abstract*) ; AK mots-clefs (*author keywords*)

Protection des cultures

TI-AB-AK= ("Pesticide use" OR "herbicide use" OR "insecticide use" OR "fungicide use" OR "pest reduc*" OR "pest regul*" OR "pest control*" OR "pest manag*" OR "pest eradicat*" OR "pest suppr*" OR "weed reduc*" OR "weed regul*" OR "weed control*" OR "weed manag*" OR "weed eradicat*" OR "weed suppr*" OR "insect reduc*" OR "insect regul*" OR "insect control*" OR "insect manag*" OR "insect eradicat*" OR "insect suppr*" OR "disease reduc*" OR "disease regul*" OR "disease control*" OR "disease manag*" OR "disease eradicat*" OR "disease suppr*" OR "pathogen reduc*" OR "pathogen regul*" OR "pathogen control*" OR "pathogen manag*" OR "pathogen eradicat*" OR "pathogen suppr*" OR "biological control*" OR biocontrol* OR "bio-control*" OR "damage reduc*" OR "damage regul*" OR "damage control*" OR "damage manag*" OR "damage suppr*")

Agriculture

TI-AB-AK= (farm* OR crop* OR agro* OR agri*)

Facteurs d'adoption/mise en œuvre relevant de l'échelle de l'exploitation agricole

Choix des pratiques et organisation du travail

TI-AK= (((agricultural practice* OR input\$ OR "prod* fact*" OR "labor" OR "labour" OR seed\$ OR "crop variet*" OR "plant variet*" OR crop\$ OR landrace*) AND (choice\$ OR allocat* OR "use efficiency" OR demand\$ OR decision\$ OR adopt* OR conversion OR planning)) OR "farmer* behav*" OR "land allocation" OR ESR OR (efficiency AND substitution) OR "working hours" OR "work quality")

AND « *modes de diversification* »

AND « *agriculture* »

AND « *protection des cultures* »

TI-AK= ((Farmer* NEAR/2 (behavior* OR attitude* OR knowledge OR "coping capacity" OR information* OR avers* OR perception* OR preference* OR management OR choice\$ OR demand\$ OR decision\$ OR adopt* OR reluctance)) AND ("agricultural practice*" OR input\$ OR "prod* fact*" OR labor OR labour OR seed\$ OR "crop variet*" OR "plant variet*" OR crop\$ OR landrace*))

AND « *modes de diversification* »

TI-AK= ((Farmer* NEAR/2 (behavior* OR attitude* OR knowledge OR "coping capacity" OR information* OR avers* OR perception* OR preference* OR management OR choice\$ OR demand\$ OR decision\$ OR adopt* OR reluctance)) AND ("agricultural practice*" OR input\$ OR "prod* fact*" OR labor OR labour OR seed\$ OR "crop variet*" OR "plant variet*" OR crop\$ OR landrace*))

AND « *protection des cultures* »

Rentabilité

TI-AK= ("economic valu*" OR profit* OR return\$ OR income\$ OR "economic performance\$" OR payment\$ OR monetary OR "gross margin\$" OR "farmer livelihood*" OR "economic viability" OR "cost-effective*" OR ((cost OR costs) AND (economic* OR monetary OR farm* OR benefit*)) OR (benefit* AND (economic* OR monetary OR farm* OR cost OR costs)))

AND « *modes de diversification* »

AND « *agriculture* »

AND « *protection des cultures* »

TI-AK= ("scope\$ econom*" OR "econom* of scope\$")

AND « *agriculture* »

Perception du risque

TI-AK= (((avers* OR prefer* OR perception* OR manag* OR reluctance) NEAR/1 (risk* OR shock OR shocks OR volatility OR "pest damag*" OR "crop damag*" OR "damag* to crop*" OR "yield varia*" OR loss* OR uncertain* OR ambiguït* OR "pest severity")) OR (farmer* NEAR/2 (behavior* OR attitude* OR knowledge OR "coping capacity" OR information* OR avers* OR prefer* OR perception* OR manag* OR reluctance) AND (risk* OR shock OR shocks OR volatility OR "pest damage*" OR "crop damag*" OR "damag* to crop*" OR "yield varia*" OR loss* OR uncertain* OR ambiguït* OR "pest severity")) OR "crop insurance*" OR "production risk*" OR portfolio* OR "risk-minimizing" OR "risk-benefit\$" OR "informal insurance")

AND « *modes de diversification* »

AND « *agriculture* »

TI-AK= (((avers* OR prefer* OR perception* OR manag* OR reluctance) NEAR/1 (risk* OR shock OR shocks OR volatility OR "pest damage*" OR "crop damage*" OR "damage* to crop*" OR "yield varia*" OR loss* OR uncertain* OR ambiguït* OR "pest severity") OR (farmer* NEAR/2 (behavior* OR attitude* OR knowledge OR "coping capacity" OR information* OR avers* OR prefer* OR perception* OR manag* OR reluctance) AND (risk* OR shock OR shocks OR volatility OR "pest damage*" OR "crop damage*" OR "damage* to crop*" OR "yield varia*" OR loss* OR uncertain* OR ambiguït* OR "pest severity"))) OR "crop insurance*" OR "production risk*" OR portfolio* OR "risk-minimizing" OR "risk-benefit\$" OR "informal insurance")

AND « *protection des cultures* »

AND « *agriculture* »

TI-AK= (((avers* OR prefer* OR perception* OR manag* OR reluctance) NEAR/1 (risk* OR exposition OR health OR illness OR toxic* OR contaminat* OR poison* OR Morbidity OR cancer* OR "pesticide threat*")) OR ((Farmer* NEAR/2 (behavior* OR attitude* OR knowledge OR "coping capacity" OR information* OR avers* OR perception* OR preference* OR management OR reluctance)) AND (risk OR exposition OR health OR illness OR toxic* OR contaminat* OR poison* OR Morbidity OR cancer* OR "pesticide threat*")))

AND TI-AB-AK= (pesticid* or herbicid* or insecticid* or nematocid* or helmintocid* or fungicid* or bactericid* or xenobiotic* or biocontrol* or "bio control*" or semiochemical* or "semio chemical*" or "natural* extract*" or "plant* extract*" or "natural* substance*" or "plant* substance*")

AND « *protection des cultures* »

Facteurs d'adoption / de mise en œuvre relevant de l'échelle des filières

Filières amont et aval (hors consommateurs)

TI-AK= (((agri* OR food OR seed) NEAR/2 (cluster OR sector OR integration)) OR ((value OR product* OR supply) NEAR/2 chain) OR ((firm* OR industr* OR economic OR network) AND (organisation* OR organization*)) OR ((technolog* OR innovation) NEAR/1 adoption) OR "Sociotechnical system*" OR "Socio-technical system*" OR "Sociotechnical transition*" OR "Socio-technical transition*" OR "vertical coordination" OR "crop production cooperative*" OR "local cooperative*" OR "cooperative membership" OR "cooperative association" OR "producer cooperative*" OR "cooperative management*" OR cooperatives OR "producer organisation*" OR "producer organization*" OR "producers organisation*" OR "producers organization*" OR "seed exchange network*" OR "advisory service*" OR "extension service*" OR "agri-input business*" OR "market access" OR "market orientation*" OR "local market\$" OR "export market\$" OR "distance to market\$" OR "market-driven" OR "direct selling" OR "niche market" OR "market based" OR "market participation" OR "market integration" OR "market chain" OR "seed market" OR "market segmentation" OR "market size") NOT (antibiotic* OR drug* OR salmonella OR "e coli" OR staphylococcus OR campylobacter*))

AND « *modes de diversification* »

AND « *agriculture* »

TI-AK= (((agri* OR food OR seed) NEAR/2 (cluster OR sector OR integration)) OR ((value OR product* OR supply) NEAR/2 chain) OR ((firm* OR industr* OR economic OR network) AND (organisation* OR organization*)) OR ((technolog* OR innovation) NEAR/1 adoption) OR "Sociotechnical system*" OR "Socio-technical system*" OR "Sociotechnical transition*" OR "Socio-technical transition*" OR "vertical coordination" OR "crop production cooperative*" OR "local cooperative*" OR "cooperative membership" OR "cooperative association" OR "producer cooperative*" OR "cooperative management*" OR cooperatives OR "producer organisation*" OR "producer organization*" OR "producers organisation*" OR "producers organization*" OR "seed exchange network*" OR "advisory service*" OR "extension service*" OR "agri-input business*" OR "market access" OR "market orientation*" OR "local market\$" OR "export market\$" OR "distance to market\$" OR "market-driven" OR "direct selling" OR "niche market" OR "market based" OR "market participation" OR "market integration" OR "market chain" OR "seed market" OR "market segmentation" OR "market size") NOT (antibiotic* OR drug* OR salmonella OR "e coli" OR staphylococcus OR campylobacter*))

AND « *protection des cultures* »

AND « *agriculture* »

TI-AK= (certification*)

AND (« *modes de diversification* » OR « *protection des cultures* »)

AND « *agriculture* »

Consommateurs

TI-AK= ((food OR diet\$) AND (environment* OR health* OR pesticide\$ OR organic OR origin OR local) AND (demand* OR purchas* OR consum* OR behav* OR market\$))

AND « *modes de diversification* »

TI-AK= ((food OR diet\$) AND (environment* OR health* OR pesticide\$ OR organic OR origin OR local) AND (demand* OR purchas* OR consum* OR behav* OR market\$))

AND « *protection des cultures* »

Facteurs d'adoption/mise en œuvre relevant de l'échelle territoriale

TI-AK= ("designation of origin" OR "protected designation*" OR "geographical indication*" OR "Natura 2000" OR "spatial interaction*" OR "farmer* interaction*" OR "strategic interaction*" OR "social interaction*" OR "interaction* between agent*" OR "cluster farmer*" OR "agglomeration payment*" OR "agglomeration bonus*" OR "coordination game*" OR (collective NEAR/2 (manag* OR action OR strategy)) OR ((spatial OR landscape OR region OR "large scale" OR neighbo* OR social OR proximity OR "land-use" OR landuse OR "land* pattern*" OR geographical*) AND (coopetition OR coordin* OR coalition OR externalit*)))

AND « *modes de diversification* »

AND « *agriculture* »

TI-AK= ("designation of origin" OR "protected designation*" OR "geographical indication*" OR "Natura 2000" OR "spatial interaction*" OR "farmer* interaction*" OR "strategic interaction*" OR "social interaction*" OR "interaction* between agent*" OR "cluster farmer*" OR "agglomeration payment*" OR "agglomeration bonus*" OR "coordination game*" OR (collective NEAR/2 (manag* OR action OR strategy)) OR ((spatial OR landscape OR region OR "large scale" OR neighbo* OR social OR proximity OR "land-use" OR landuse OR "land* pattern*" OR geographical*) AND (coopetition OR coordin* OR coalition OR externalit*)))

AND « *protection cultures* »

AND « *agriculture* »

Facteurs d'adoption/mise en œuvre relevant du contexte institutionnel

TI= (("public polic*" OR "agricultural policy" OR "CAP" OR "greening measure*" OR "agricultural greening" OR "greening polic*" OR ((biodiversity OR ecosystem* OR landscape\$ OR agrobiodiversity OR "agro-biodiversity" OR farmland) NEAR/1 (governance OR stewardship)) OR incentiv* OR tax OR subsidy OR subsidies OR subsidized OR "ecological compensation" OR "contract farm*" OR "land zoning" OR "land planning" OR nudg* OR "water catchment\$" OR "land market\$" OR "land price\$" OR "intellectual property" OR "patenting" OR "cross-compliance" OR conditionality OR "income support" OR ecoscheme* OR (environmental AND (scheme* OR polic*))))

AND « *modes de diversification* »

AND « *agriculture* »

TI= ("greening") AND AK= (CAP OR "common agricultural policy")

AND « *modes de diversification* »

AND « *agriculture* »

TI= (institution*)

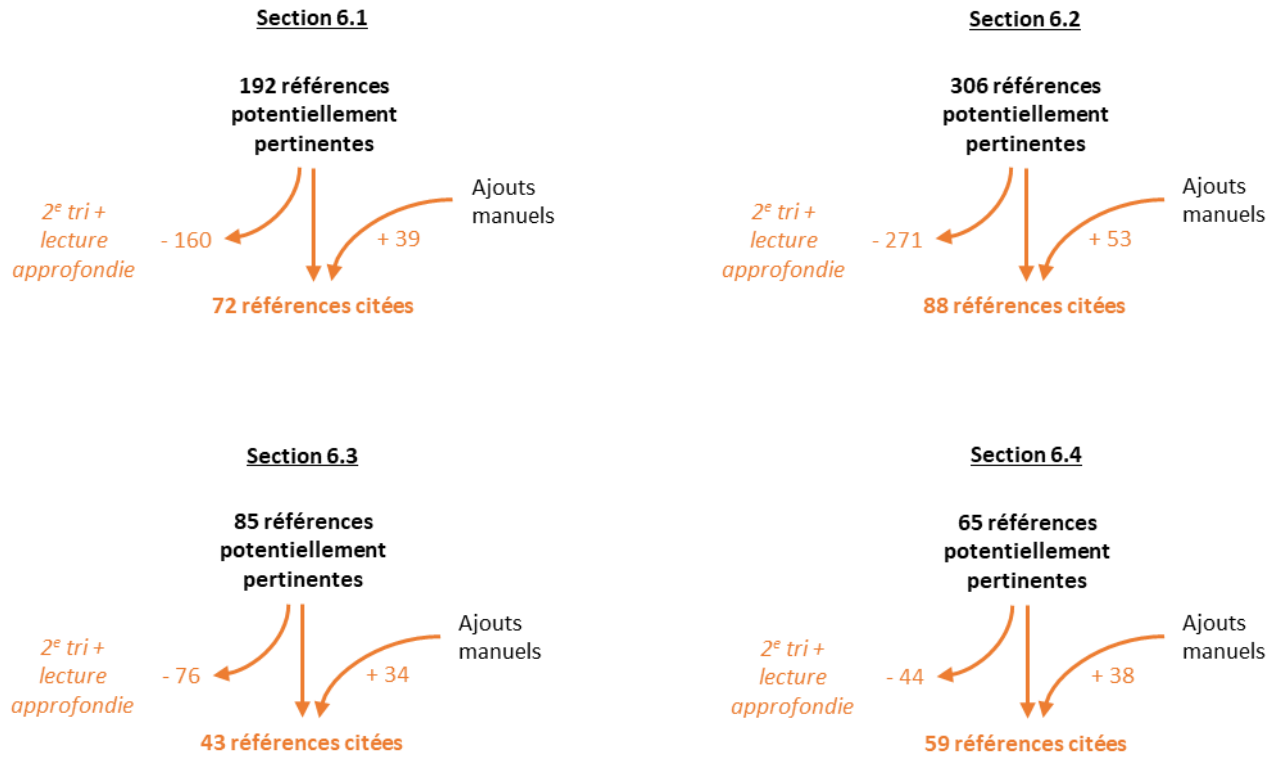
AND « *modes de diversification* »

AND « *agriculture* »

Le Tableau ci-dessous récapitule les quantités de références collectées avec ces requêtes et triées par les experts sur la base de la lecture des titres et résumés pour identifier celles potentiellement pertinentes pour chacune des sections du chapitre 6 (1^e étape de la constitution du corpus).

Requêtes	Nombre de références collectées	Nombre de références rejetées	Nombre de références potentiellement pertinentes pour les différentes sections du chapitre			
			section 6.1	section 6.2	section 6.3	section 6.4
Pratiques et travail	240	178	18	32	8	2
Rentabilité	229	117	59	53	13	10
Risques	426	353	21	64	12	4
Filières	632	473	80	106	18	16
Consommateurs	91	84	4	5	0	0
Territoire	136	122	1	0	1	13
Institutions	369	277	18	62	39	21

Les Figures ci-après récapitulent la 2^e étape de constitution du corpus, consistant à trier les références retenues à l'issue de la 1^e étape selon des critères plus stricts, et à ne conserver que les articles les plus pertinents après leur lecture approfondie. En complément, les experts ont ajouté à ces corpus des articles pertinents non collectés par les requêtes.



Chapitre 7.

La diversification végétale pour la protection des cultures ultra-marines - Analyse historique, biotechnique et socio-économique

Coordination : Valérie Angeon

Co-auteurs : Virginie Ravigné, Jean-Philippe Deguine

Sommaire

Introduction.....	862
7.1. Les systèmes de production diversifiés dans les économies ultramarines : des systèmes anciens mais marginaux.....	865
7.1.1. L’agriculture de plantation : pierre angulaire de l’économie de plantation	865
7.1.1.1. La plantation : un système économique basé sur un ordre social hiérarchique strict	865
7.1.1.2. La plantation : un système de production à dominante mono-culturale	867
7.1.2. Les systèmes de production diversifiés : des systèmes historiquement érigés en marge de la plantation.....	868
7.1.2.1. Les jardins créoles au sein des habitations ou plantations, une agriculture de subsistance	869
7.1.2.2. Les jardins créoles en dehors des habitations ou plantations, piliers d’une agriculture de résistance sans ambition d’insertion économique et sociale.....	870
7.1.2.3. Les jardins créoles en dehors des habitations ou plantations avec une ambition d’insertion économique et sociale	870
7.1.3. Un dualisme agricole encore vivace	871
7.1.3.1. Le paradoxe du renforcement de la culture de plantation et du développement des cultures de diversification	872
7.1.3.2. Les agricultures ultramarines contemporaines en chiffres	874
7.1.4. Conclusion	879
7.2. Entre la monoculture historique et les jardins créoles : une large gamme de diversification végétale	880
7.2.1. Des systèmes de plantation anciens peu diversifiés	880
7.2.1.1. Présentation générale	880
7.2.1.2. De timides évolutions de diversification pour la fourniture de services écosystémiques	882
7.2.2. Des systèmes traditionnels hérités de l’histoire et des systèmes plus récents reposant sur la diversification végétale	883
7.2.2.1. Le jardin créole.....	883
7.2.2.2. Le jardin en ville	889
7.2.2.3. La permaculture	890
7.2.2.4. Des systèmes ultra-diversifiés en Agriculture Biologique	891
7.2.3. Des systèmes de production horticoles à la base de la diversification paysagère	892
7.2.3.1. Une myriade d’exploitations horticoles de petite taille	892
7.2.3.2. Des expériences de protection agroécologique des cultures s’appuyant sur la diversification végétale à La Réunion	894
7.2.4. Conclusion	896
7.3. Quelle trajectoire d’évolution des systèmes de production dans le cadre de la transition agroécologique ?	898
7.3.1. Les systèmes anciens de plantation peu diversifiés, entre représentation et verrouillage du régime sociotechnique dominant.....	899

7.3.2. Les déterminants de la conception et de l'adoption d'innovations de diversification végétale : étude de cas dans les systèmes horticoles à la base de la diversification paysagère à La Réunion	901
7.3.2.1. Quelles alternatives à la protection agrochimique des cultures ?	901
7.3.2.2. La diversification végétale : pilier de la protection agroécologique des cultures et support de construction collective des alternatives à la protection chimique	901
7.3.2.3. Un accompagnement technique et incitatif des pratiques de diversification végétale	902
7.3.2.4. Une adoption variable des pratiques agroécologiques de diversification végétale	902
7.3.3. Des systèmes ultra-diversifiés qu'il convient de protéger contre la simplification végétale	908
7.3.3.1. Les risques de disparition ou de diminution de ces systèmes	908
7.3.3.2. Les leviers pour protéger l'ultra-diversification de ces systèmes	909
7.3.4. Conclusion	910
7.4. Conclusion du chapitre	911
7.4.1. Caractérisation et performance des systèmes diversifiés	911
7.4.2. Des perspectives de renforcement des systèmes diversifiés malgré les verrouillages	912
7.4.3. Limites du travail et perspectives	913
Bibliographie	915

Remerciements

Les auteurs remercient Olivier Crevoisier, Professeur, Université de Neuchâtel et Marc Tchamitchian, Directeur de recherche, INRAE pour leur relecture attentive d'une version préliminaire de ce texte.

Introduction

Les chapitres précédents se sont attachés à retracer l’historique de la simplification des systèmes de production dans l’hexagone (Chapitre 2), à évaluer les effets de la diversité végétale sur les bioagresseurs (Chapitre 3) et la fourniture d’autres services écosystémiques (Chapitre 5) dans l’ensemble des régions biogéographiques, y compris les régions tropicales et intertropicales, et à pointer les leviers et obstacles socio-technico-économiques actuels au déploiement de la diversification végétale comme stratégie de protection des cultures (Chapitre 6). Les résultats scientifiques les plus nombreux et les conclusions les plus claires concernent les régions tempérées et portent sur les grandes cultures. Les régions tropicales et sub-tropicales et les cultures qu’elles abritent demeurent peu étudiées. Ces systèmes insuffisamment documentés dans la littérature constituent pourtant un enjeu important pour l’agriculture française.

En complément des chapitres précédents, ce chapitre a pour objectif de mettre en évidence les spécificités des systèmes socio-écologiques ultramarins sur la base de la littérature disponible. Il s’appuie principalement sur les compétences expertes présentes dans le comité d’experts et porte sur les cinq départements et régions d’Outremer (DROM) français, tous situés en milieu tropical : la Guadeloupe, la Guyane, la Martinique, Mayotte et La Réunion.

Sans revenir précisément sur la démonstration des effets de régulation des bioagresseurs permis par la diversité végétale, ce chapitre propose une analyse globale des modalités de diversification végétale au sein des systèmes agricoles ultra-marins, en considérant les spécificités historiques, biogéographiques, sociales, économiques et politiques des DROM et leurs boucles de rétroaction sur le fonctionnement des systèmes socio-écologiques (cf. schéma conceptuel de l’ESCo). Il s’interroge notamment sur la place actuellement occupée par les systèmes les plus diversifiés dans ces économies ultramarines, et sur les freins et leviers pour préserver l’ultra-diversification de ces systèmes.

Les DROM sont parties intégrantes de la France. Ces territoires ont subi des évolutions majeures, notamment statutaires, qui influent sur leur contexte agricole. Durant le XX^{ème} siècle, ces territoires ont accédé à la départementalisation (1946)¹, sont également devenus des régions (1982). Le processus d’évolution statutaire s’est prorogé au début du XXI^{ème} siècle avec la révision de l’article 73 al. 7 de la Constitution française, qui prévoit que les départements d’Outre-Mer (DOM) et les régions d’Outre-Mer (ROM) puissent évoluer vers le statut de collectivité unique se substituant au département et à la région².

Bien que peu caractérisés du point de vue de la diversification des couverts végétaux du milieu agricole (même si une distinction dans l’analyse des cultures d’exportation et les cultures vivrières doit être opérée), les DROM constituent un cas d’étude important du fait (i) qu’ils sont représentatifs de la diversité des milieux tropicaux (Cabidoche, 2009), (ii) qu’ils cristallisent un panorama d’enjeux liés aux mutations planétaires en cours, (iii) que l’agriculture y occupe une place singulière et (iv) que des adaptations de l’expérience ultra-marine peuvent être envisagées pour certaines situations dans l’hexagone.

L’originalité de leurs forces et de leurs faiblesses en font des territoires singuliers dans l’ensemble national, difficilement comparables aux autres régions françaises. S’ils présentent des trajectoires socio-économiques différenciées, les DROM partagent un certain nombre de traits socio-géographiques : éloignement/isolément, étroitesse du territoire et insularité (à l’exception de la Guyane). Du fait de leur configuration géographique, ces espaces abritent un patrimoine naturel remarquable (surfaces de forêts primaires, aires marines protégées, espèces indigènes et/ou endémiques, etc.) et sont pour certains considérés comme des points chauds de

¹ Les quatre colonies historiques (Guadeloupe, Guyane, La Réunion, Martinique) sont devenues des départements d’outre-mer en 1946, statut accordé à Mayotte en 2011.

² Même s’ils ne constituent pas à proprement parler des catégories de collectivités distinctes de celles rencontrées dans l’hexagone, leur statut dérogatoire les éloigne du droit commun au sens où ils peuvent adapter les lois et les règlements nationaux, voire dans certains cas y déroger, afin de prendre en compte leurs « caractéristiques et contraintes particulières ». A ce jour, la Guadeloupe et La Réunion demeurent à la fois départements d’Outre-Mer et régions d’Outre-Mer. La Guyane, la Martinique et Mayotte sont formellement des collectivités territoriales uniques. Toutefois, par souci de simplification, nous désignons par DROM l’ensemble de ces territoires.

biodiversité, conférant à la France une responsabilité écologique au niveau international en matière de préservation des écosystèmes. Mais ces mêmes caractéristiques géographiques induisent des contraintes considérées comme des obstacles à leur croissance et à leur développement (Célimène et Watson, 1991 ; Levratto, 2007 ; Angeon et Hoarau, 2015 ; Marzin *et al.*, 2021) : dépendance politique, économique, et sectorielle vis-à-vis de l'extérieur (principalement de France hexagonale ou métropole), insertion limitée dans les espaces économiques de proximité, petite taille de marché, difficultés d'accès, faible diversification économique, exposition accrue aux aléas naturels, etc.

Ces « handicaps structurels » valent à ces DROM de recevoir le statut de région ultrapériphérique de l'Union européenne (RUP)³. Ce statut autorise des aménagements du droit communautaire (exemptions et autres principes dérogatoires) et permet à ces territoires de bénéficier de mesures de soutien public spécifiques qui s'ajoutent à celles issues des politiques nationales et locales. Le programme d'options spécifiques à l'éloignement et à l'insularité (POSEI), le fonds européen agricole pour le développement rural (FEADER), le fonds européen de développement régional (FEDER) sont quelques-uns des principaux dispositifs de politique publique orientés vers l'agriculture et/ou le développement rural. Ces fonds, mobilisés dans le cadre de la mise en œuvre de la politique agricole commune (PAC), proposent des aides, notamment des mesures de contrôle des prix et de subventions à la production.

Les économies ultramarines concentrent, sur des échelles spatiales et temporelles concises, les risques (environnementaux, économiques, sanitaires, sociaux) liés aux changements globaux (entendus comme l'ensemble des effets conjugués des crises environnementales, de la globalisation des échanges économiques, des bouleversements sociétaux et culturels). L'exacerbation des changements globaux dans ces territoires rend particulièrement critique et riche en enseignements la transition-transformation de leurs modèles agricoles, souvent hérités de choix historiques de spécialisation productive.

La littérature enseigne que les orientations productives de ces espaces contribuent à leur vulnérabilité macroéconomique (Briguglio, 1995, 2014 ; Guillaumont, 2010 ; Angeon et Bates, 2015). En effet, ces choix basés sur des cultures de rente développées selon des modes de production conventionnels se sont traduits sur le plan économique par une dépendance extérieure, une faible compétitivité sur des marchés de plus en plus globalisés et une contribution discutée de ces filières productives à la création de richesse. Sur le plan social, ces mêmes choix ont engendré une inégale répartition des revenus. Sur le plan environnemental, sont principalement mis en cause les impacts sur la qualité des sols liés à des systèmes de production très artificialisés. Plus précisément, la vulnérabilité de ces territoires résulte de la vulnérabilité de leur secteur agricole. Cette dernière provient de la difficulté à assurer la compétitivité des productions, à consolider les marchés correspondants et à permettre la rentabilité des exploitations agricoles et des filières. Elle relève aussi de la faible durabilité (Ozier-Lafontaine *et al.*, 2011) des systèmes de production dominants (baisse de la fertilité des sols, diminution de la biodiversité dans les exploitations, pratiques agricoles dédiées majoritairement à la performance productive et économique). Enfin, la vulnérabilité de l'agriculture des territoires étudiés rend difficile l'atteinte des objectifs de sécurité alimentaire, du fait de la déconnexion entre les bassins de production et les bassins de consommation, liée à la prédominance des cultures d'export.

La montée du consumérisme engagé et les demandes sociétales de transparence sur les manières de produire, l'invitation à développer des démarches de production respectueuses de l'environnement, le désengagement des institutions publiques en matière de protection tarifaire, remettent fondamentalement en cause la robustesse des systèmes de production conventionnels. Des fenêtres d'opportunités, qui appellent à mieux mettre en lumière des systèmes alternatifs, se dessinent. Elles se matérialisent à différents niveaux : international (FAO, 2010 smart agriculture), supranational (e.g. UE, paiements verts), national (e.g. loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt (LAAF) en France, 2014). Elles favorisent la reconnaissance des systèmes de culture diversifiés, voire ultra diversifiés. Ces éléments de contexte créent une conjoncture favorable à la mise en visibilité de ces systèmes et plus généralement à l'évolution des modèles agricoles des économies ultramarines. La reconnaissance de ces systèmes s'inscrit dans l'idée générale que la diversification est une voie prometteuse d'écologisation de l'agriculture, à la fois favorisant la régulation naturelle des bioagresseurs (voir Chapitre 3), la fourniture d'autres services écosystémiques (voir Chapitre 5), et le maintien voire l'augmentation des rendements (voir Chapitre 5). Elle contribue en cela à la viabilité des systèmes de production.

³ Ce statut acquis en 1992 dans le cadre du Traité de Maastricht est réaffirmé dans le cadre du Traité d'Amsterdam en 1999 (article 299-2). Il devient l'actuel article 349 du Traité sur le fonctionnement de l'Union Européenne. Cet article reconnaît les particularismes structurels de ces territoires auxquels s'applique le droit communautaire avec un principe général d'adaptation.

Ce chapitre analyse, selon une approche pluridisciplinaire, les systèmes diversifiés existant dans les économies ultramarines afin de rendre compte de leurs performances, notamment en termes de protection des cultures contre les bioagresseurs (insectes ravageurs, micro-organismes pathogènes, adventices). La littérature portant sur la protection des cultures et la diversification végétale étant très peu abondante en ce qui concerne spécifiquement les DROM, le corpus bibliographique étayant ce chapitre n'a pas été constitué par des interrogations systématiques des bases de données bibliographiques, mais directement par les experts spécialistes de ces territoires et systèmes au sein du comité d'experts. Les résultats de l'analyse de cette littérature entendent contribuer à alimenter la réflexion générale sur la capacité de ces systèmes à constituer de véritables modèles d'écologisation. Ils visent également à fournir des éléments d'analyse quant aux innovations susceptibles de débloquent les verrous existant au niveau du système sociotechnique dans son ensemble (exploitations agricoles, filières, politiques agricoles, éducation et conseil, etc.).

Notre étude s'appuie sur une approche holistique de l'ensemble des DROM, en prenant en compte les points communs entre eux, plutôt qu'en s'appuyant sur leurs différences. Parmi ces points communs entre DROM, nous avons principalement considéré ceux qui constituent des spécificités par rapport aux conditions rencontrées dans l'hexagone : caractéristiques écologiques et biogéographiques (milieu tropical, insularité pour certains des DROM, écosystèmes naturels riches en biodiversité), caractéristiques socio-économiques et politiques (marquées par une dépendance politique, économique et sectorielle, amplifiée par l'isolement géographique et la petite taille de marché). Ces points communs entre DROM et ces spécificités avec l'hexagone contribuent à faire de ces territoires ultra-marins, des laboratoires grandeur nature, qui élargissent les différents gradients rencontrés dans l'hexagone : gradient des modes de diversification végétale, gradient des contextes socio-économiques, gradient des conditions et des types d'évènements climatiques.

Ce chapitre est structuré en trois sections. Dans la première (7.1), nous montrons comment l'histoire, d'une part, et l'organisation socio-économique actuelle, d'autre part, ont façonné et contraignent la structure des paysages agricoles des DROM. Les systèmes de production DROMiens se fondent sur le respect de principes agroécologiques et bioéconomiques qui relèvent pour partie de pratiques vernaculaires et dont les performances méritent d'être évaluées. La deuxième section (7.2) présente les différents systèmes de production agricole rencontrés dans les DROM en les classant selon leur niveau d'usage de la diversité des couverts végétaux. Les paysages agricoles des DROM voient coexister des systèmes ultra-diversifiés (jardins créoles, jardins mahorais, cultures abattis-brûlis, etc.), des systèmes ouvertement basés sur la diversification végétale (vergers maraîchers, systèmes de polyculture-élevage, etc.), et d'autres peu diversifiés. Nous montrons par ailleurs que pour une grande partie de systèmes agricoles pas particulièrement basés sur la diversification, la nature des exploitations composées de petites parcelles en polyculture confère une importante hétérogénéité de composition et de configuration à l'échelle du paysage agricole. Dans la troisième section (7.3), une analyse des principaux freins au développement-renforcement de ces systèmes de production alternatifs est proposée. Elle débouche sur l'identification de différentes clés de déverrouillage. La conclusion (7.4) revient sur les principaux apports de l'étude qui appréhendent les diverses fonctions remplies par des systèmes de production complexes très présents dans les économies ultramarines étudiées.

7.1. Les systèmes de production diversifiés dans les économies ultramarines : des systèmes anciens mais marginaux

Chaque DROM a sa propre histoire, en particulier concernant la forme qu'y a pris la colonisation (du XVI^{ème} siècle au milieu du XIX^{ème} siècle). Très tôt, trois de ces territoires (la Guadeloupe, la Martinique et La Réunion) ont affirmé leur vocation agricole avec la mise en place de l'*économie de plantation*. Le terme plantation (ou habitation) désigne originellement les exploitations agricoles spécialisées dans la production d'une unique culture destinée à l'exportation. Ce système d'exploitation des colonies par la métropole a laissé des empreintes visibles encore aujourd'hui dans les espaces agricoles : prédominance des systèmes de production spécialisés dans de grandes cultures historiques, invisibilité des agricultures de petite échelle diversifiées, déconnexion entre les aires de production et de consommation locales, etc.

Dans ce qui suit, nous décrivons les formes d'agriculture caractéristiques de cette époque coloniale, qui oppose le modèle agricole structurant de l'économie de plantation aux autres formes d'agriculture qui se sont développées en marge des plantations. Puis nous montrons comment cette structure héritée de l'agriculture coloniale a perduré sous des formes différentes jusqu'à nos jours.

7.1.1. L'agriculture de plantation : pierre angulaire de l'économie de plantation

La plantation est à la fois une organisation agronomique où se déploient des pratiques et des techniques culturelles ainsi qu'une organisation économique et sociale. Le terme désigne une unité spatiale de production attenante aux habitations individuelles. À l'époque coloniale, le paysage agricole des économies ultramarines se répartit entre de grandes habitations cannières, des habitations de cultures secondaires et de petites exploitations vivrières ou jardins.

7.1.1.1. La plantation : un système économique basé sur un ordre social hiérarchique strict

Les activités de production qui se déclinent au sein de la plantation exigent une importante réserve foncière. Elles sont également intensives en travail et reposent sur de la main d'œuvre servile issue de la traite négrière. Le fonctionnement de la plantation est régi par le *Code noir* instauré dans les colonies sucrières des Antilles françaises en 1685 (et dont une version sera produite en 1704 pour la Guyane et en 1723 La Réunion). C'est un système très hiérarchisé dominé par le maître, qui est secondé par son « gérant » (ou contremaître). Viennent ensuite les esclaves domestiques (laquais, cochers, cuisinières, femmes de chambre) et enfin les esclaves agricoles chargés de la récolte et de la préparation des champs.

La plantation est la pierre angulaire d'un système économique et social appréhendé, en sciences économiques, par le courant de l'*économie de plantation* (Best, 1968 ; Best et Levitt, 1968 ; Best et Levitt, 1975). Cette approche théorise le rapport de dépendance d'une « périphérie » à un « centre » marqué par une relation exclusive d'échange. La colonie (périphérie) exporte vers sa métropole (centre) la totalité de sa production (originellement agricole) et est en revanche alimentée par sa métropole non seulement en facteurs de production humains (initialement main d'œuvre servile) mais aussi en biens qu'elle ne produit pas elle-même du fait de sa spécialisation productive.

Aux Antilles françaises comme à La Réunion, ce système économique a été centré sur une monoculture d'exportation répondant aux besoins de la métropole. Le *régime de l'exclusif*, liant la métropole à ses colonies, confère à la première le droit de régir la totalité des échanges commerciaux entretenus avec les secondes. Ce régime juridique sera étendu par la suite, engageant la métropole à absorber toute la production d'exportation de la colonie et la seconde à s'approvisionner (en denrées alimentaires notamment) auprès de la première. Cette organisation économique a pour conséquence la forte dépendance extérieure et la faible diversification des activités économiques de la périphérie. Ce mode d'insertion économique de la périphérie est également analysé par les théoriciens de la dépendance (Prebisch, 1950, 1963 ; Furtado, 1966, 1976) qui

en soulignent le caractère structurel. L'économie de plantation s'érige ainsi en modèle de développement générant des irréversibilités économiques et sociales cumulatives.

L'économie de plantation a évolué dans les DROM selon trois périodes clés.

(i) Le *modèle de l'économie de plantation pure (Pure plantation economy)* s'est étendu sur la période esclavagiste (XVII^{ème} siècle – milieu du XIX^{ème} siècle⁴). Il est caractérisé par une prédominance de l'activité agricole (activité sucrière en particulier) où s'accumule le surplus économique ou profit. Le surplus, réinvesti uniquement dans le secteur agricole, reste aux mains de la classe dominante et dirigeante (les propriétaires fonciers, descendants des premiers colons). C'est un processus qui assure la pérennité de l'agriculture de plantation.

Le *modèle de l'économie de plantation pure* s'est décliné de manière variable dans l'espace. En effet, dans les petites îles où le contrôle des esclaves était plus aisé, le succès de ce modèle a été sans appel, contrairement aux grandes îles et aux espaces continentaux (Guyane) où le marronnage (fuite des esclaves) a systématisé l'existence de systèmes communautaires indépendants, socles de la petite paysannerie. Les esclaves ayant déserté les plantations se sont lancés dans la production de cultures vivrières en dehors de la plantation. Les espaces d'expression du modèle de l'économie de plantation pure ont donc été la Guadeloupe, la Martinique et La Réunion.

(ii) Le *modèle de l'économie de plantation modifié (Plantation economy modified)* se structure à l'issue de l'abolition de l'esclavage et perdure jusqu'à la deuxième guerre mondiale environ. Durant cette période, aux Antilles françaises, un rapport salarial va s'établir entre les esclaves affranchis ou les engagés⁵ et les propriétaires terriens, maintenant *in fine* l'activité de production et d'exportation sucrière. Les esclaves affranchis, bien qu'ayant changé de statut (ils sont devenus ouvriers agricoles), sont restés étroitement liés à la plantation où ils ont continué à travailler.

La période de *l'économie de plantation modifiée* confirmera dans un premier temps l'âge d'or de la canne à sucre avec le développement industriel qui transforme certaines habitations en des complexes agro-manufacturiers. L'habitation intègre désormais toutes les opérations de production, depuis la culture jusqu'à la transformation en produit fini et regroupe les bâtiments agricoles (moulin, étables, chaudières, magasins à vivres et entrepôts), l'usine à sucre, la distillerie. L'usine sucrière deviendra un élément essentiel de la plantation.

L'abolition de l'esclavage et la concurrence du sucre de betterave produit en métropole vont contribuer à fragiliser l'industrie cannière dès les années 1870. C'est dans ce contexte que les planteurs des colonies ont eu à relever le défi de la modernisation de l'appareil productif. La modernisation des sucreries a été entreprise *via* le financement d'usines centrales alimentées par la coupe de la canne provenant des diverses habitations. Les sucreries implantées dans les habitations ont alors disparu au profit d'unités de transformation plus grandes.

Dès 1870, le soutien de la métropole s'est avéré déterminant pour la relance de l'activité sucrière. S'établit dès lors une dynamique de rapport particulière entre la nouvelle figure des capitalistes et les instances décisionnelles de métropole. De ce point de vue, des contrastes saisissants sont à signaler entre les colonies françaises et les autres sous tutelle anglaise ou hollandaise. En effet, dans les colonies anglaises et hollandaises, la production du sucre va s'adapter à la concurrence et aux fluctuations du marché international, suivant les principes du libre-échange⁶.

Toutefois, malgré les mécanismes de protection mis en place, l'activité sucrière deviendra de moins en moins rentable dans les colonies françaises. Elle sera fortement concurrencée non seulement par le sucre de betterave mais aussi du fait de l'ouverture internationale du marché du sucre et de l'arrivée de nouveaux entrants (pays producteurs concurrents) qui ne présentent pas les mêmes « handicaps » que les petites économies insulaires (déséconomies d'échelle liées à la petite dimension, structure de coûts élevés). La reconversion agricole des îles à sucre s'effectuera et s'accroîtra à partir du milieu du XX^{ème} siècle avec notamment la culture de la banane (Guadeloupe, Martinique). Cette évolution de la structure productive est

⁴ L'esclavage est aboli en France en 1848.

⁵ L'engagisme correspond à la généralisation du salariat de travailleurs natifs des colonies ou immigrés. Néanmoins, aux Antilles françaises, le terme désigne généralement les travailleurs libres et volontaires substitués à la main d'œuvre servile après l'abolition de l'esclavage.

⁶ Ainsi par exemple, en 1870, 77% du sucre importé au Royaume-Uni provenait des colonies britanniques. En 1900, le sucre de canne ne représente plus que 9% du total importé au Royaume-Uni (Chastel, 1995).

le fait des propriétaires fonciers et des planteurs. Avec la banane, sera confirmée l'organisation d'une filière agro-exportatrice approvisionnant des marchés extérieurs (anciennes métropoles européennes) au sein de laquelle interagissent un petit nombre d'offreurs.

Parallèlement, l'émergence de la petite paysannerie reste confidentielle et ne permet ni la diversification effective de l'activité agricole (Zébus, 1999) ni de réelle transformation productive. Aux Antilles, elle est principalement due au fait que les esclaves affranchis quittent pour certains le domaine de la plantation et entreprennent à leur compte des productions agricoles pour assurer leur subsistance ou entrer dans une relation d'échange (marchande ou non) en se procurant les biens qu'ils ne produisent pas eux-mêmes. A La Réunion, cette petite paysannerie compte aussi des populations libres, composées de colons et descendants de colons, très tôt métissés, laissés pour compte de l'économie de plantation et de sa logique capitaliste (Bourquin, 2005).

Ce modèle de plantation dans sa deuxième phase ne modifie guère les grandes tendances de la première. La dynamique d'accumulation du surplus reste circonscrite à l'activité agricole enrichissant les classes possédantes (l'accès à la terre reste limité pour les esclaves affranchis) et confortant la monoculture d'exportation.

(iii) Enfin, le *modèle de l'économie de plantation revisité (Plantation economy further modified)* s'est instauré depuis l'après-guerre. Cette période est en particulier marquée par la loi de départementalisation (1946). Cette loi, dite d'assimilation, a eu pour effet une convergence économique et sociale des quatre « vieilles colonies »⁷ (Guadeloupe, Guyane, Martinique et La Réunion) avec l'hexagone. Ce rattrapage s'est traduit par la résorption d'écarts de développement mais aussi par la transformation du tissu productif. En effet, durant cette période, le secteur agricole n'est plus le seul à générer la richesse ; ces économies ultramarines se tertiarisent.

Cette bifurcation productive n'a toutefois pas opéré de transformation structurelle profonde. Premièrement, même si le poids du secteur agricole diminue au cours de cette période, il reste marqué par le maintien d'une forte spécialisation productive et reste majoritairement orienté vers l'exportation et piloté de la métropole grâce à l'existence de dispositifs de protection. Ces derniers confortent la position centrale de la classe dominante qui détient toujours l'essentiel du foncier agricole. Deuxièmement, même avec le développement d'autres secteurs d'activités (et notamment celui du secteur touristique), le lien de dépendance des économies ultramarines à la métropole reste important, conduisant certains auteurs à formaliser cette évolution sectorielle dans les termes de *l'économie de plantation* (Beckford, 2000 ; Girvan, 2005, 2009).

7.1.1.2. La plantation : un système de production à dominante mono-culturelle

Dans les trois territoires concernés, c'est de loin la canne à sucre qui a été la culture de plantation phare. Néanmoins, la canne à sucre n'a pas été la culture première implantée dans ces territoires, et elle ne s'est pas toujours radicalement substituée à l'existence d'autres cultures. Outre les habitations cannières, on trouve également des habitations de cultures dites « secondaires » (comme le café et le cacao).

Prévue au départ pour être une colonie de peuplement, la Guadeloupe devient, par la maîtrise de la fabrication du sucre et avec l'arrivée des planteurs hollandais (venus du Brésil reconquis par le Portugal), une colonie d'exportation. Les colons y introduisent d'abord la culture du tabac mais le marché, déjà saturé, chute. Bien que d'autres cultures (comme le coton et l'indigo) soient implantées, c'est celle de la canne à sucre qui s'impose, la France cherchant à subvenir à ses besoins en sucre. Alors qu'en 1671, la canne à sucre n'occupe encore que 12 % des terres de Guadeloupe, en 1785, la canne à sucre représente 27 000 ha cultivés, soit 53% de la surface cultivée totale de l'île (Chabane, 2013). Pour une habitation d'une superficie moyenne de 150 à 200 hectares, le maître peut posséder jusqu'à plus de 100 esclaves. Les trois tâches agricoles les plus intensives en travail sont la plantation, le sarclage et la récolte. Les rejets sont laissés sur seulement un cycle puis sont arrachés. La parcelle est soit laissée en friche et pâturée par les animaux de trait, soit plantée en manioc pendant un an et demi. Ce système exige une importante réserve foncière car chaque parcelle fournit trois récoltes tous les cinq ans.

A la fin du XVIII^{ème} siècle, à côté de la production cannière, quelques productions d'exportation se maintiennent comme le café que l'on trouve en Basse-Terre et qui représente 7000 ha (13% du foncier agricole), le coton qui

⁷ Cette expression fait précisément référence aux premières colonies françaises conquises dès la première moitié du XVI^e siècle.

occupe 5900 ha (12% du foncier agricole) à l'Est du Nord Grande-Terre (sur les terres les plus sèches) ou encore l'indigo. Quant aux cultures vivrières, qui fournissent le marché intérieur, elles occupent 11000 ha (25% du foncier agricole selon Chabane, 2013).

En Martinique, c'est la culture du tabac qui est originellement promue. Toutefois, la canne à sucre s'imposera et se diffusera sur le territoire reléguant au rang de cultures secondaires, le café, le coton et le cacao. Selon Schnakenbourg (1977), en 1785, 5149 ha sont affectés à la culture du café, 998 ha sont dédiés au coton et 1266 ha au cacao contre respectivement, 3082 ha, 178 ha et 492 hectares en 1835. En 1762, la canne à sucre occupe 13981 ha, une couverture spatiale qui s'accroîtra jusqu'en 1835 avec 21179 ha.

A La Réunion, c'est le café qui, dès le début du XVIII^{ème} siècle, a été la première culture de plantation. La mise en place de cette culture non vivrière est très exigeante en main d'œuvre (notamment pour la collecte des grains). Ces besoins en facteur travail sont satisfaits par la main d'œuvre servile. De nombreux auteurs attribuent directement la généralisation de l'esclavagisme à l'installation du café comme culture de plantation. L'esclavage est interdit lors de la création de la Compagnie des Indes en 1664. Il ne s'en développe pas moins sous des formes non officielles (on parle longtemps de « domestiques » à La Réunion). C'est cependant la Compagnie des Indes qui demande au Roi la publication d'un texte réglementaire inspiré du Code noir de 1685, pour développer l'esclavage dans les îles de l'Océan indien, en lien avec sa stratégie de développement de la culture du café. Ce texte sera promulgué en 1723 et signera le début d'une traite organisée.

Alors que le marché du café se développe en Europe, sa culture est activement soutenue et organisée par la Compagnie des Indes qui régit les échanges commerciaux entre La Réunion et la métropole. Des esclaves et des concessions sont fournis aux colons qui s'engagent dans la culture du café. Des objectifs de mise en culture sont édités par la Compagnie des Indes : les exploitations utilisant des esclaves doivent planter du café sous peine de retrait des concessions. Et le café est acheté à bon prix aux producteurs. L'esclavage s'officialise (avec l'édition du 2^{ème} code esclavagiste français en 1723) et se généralise. Les grandes fortunes de l'île se développent. Mais à la fin du XVIII^{ème} siècle et au début du XIX^{ème} siècle, on observe le déclin de la culture du café au profit de la culture de la canne à sucre, sous l'effet de plusieurs facteurs : la liquidation de la Compagnie des Indes qui induit la mise en concurrence du café réunionnais, une série de catastrophes climatiques (cyclones de 1806 et sécheresse de 1807), l'occupation anglaise (1810-1815), les ravages des maladies du café. Les petits planteurs ruinés cèdent leurs terres à ceux qui deviendront les grands propriétaires canniers. La canne à sucre devient la culture dominante dans les zones de basse altitude, et ce jusqu'à aujourd'hui. Au cours de l'histoire, lui seront associées un certain nombre de cultures de plantation secondaires, qui vont, elles aussi, traverser un âge d'or et un déclin : le géranium, la vanille, le thé, le giroflier. Malgré de nombreuses tentatives d'installation, la culture du cacao restera marginale à La Réunion. La culture de la banane y restera vivrière, et non destinée à l'export.

7.1.2. Les systèmes de production diversifiés : des systèmes historiquement érigés en marge de la plantation

Les systèmes de production diversifiés se sont historiquement développés en marge de la plantation sous plusieurs formes : (i) sur le domaine même de la plantation, en tant que production résiduelle établie par les esclaves sur les lopins de terre qui leur étaient concédés ; (ii) en dehors de la plantation, fruit de l'émancipation des esclaves (« marrons »⁸) et symboles de résistance. On parle d'« agriculture de résistance » qui s'établit sur des terres difficilement valorisables, en friches ou au relief escarpé (mornes, ou hauts) ; (iii) en dehors de la plantation, voire du système esclavagiste, avec l'implantation de colons (anciens propriétaires d'esclaves mais non détenteurs de foncier) sur des terres en friches (« Petits blancs des Hauts »)⁹. Ces trois systèmes de production où sont cultivés des vivres constituent également des formes d'organisation économique, sociale et agronomique particulières.

D'origines sociales diverses (esclaves, « marrons », affranchis, « Petits blancs »), ces systèmes de production alternatifs à la plantation trouvent leur origine dans la nécessité de se nourrir, pour les populations qui les cultivent. L'intérêt d'une production diversifiée susceptible de couvrir les besoins alimentaires de ces unités

⁸ Esclaves fugitifs.

⁹ Cette troisième modalité de diversification de la production agricole est particulièrement illustrative de La Réunion.

familiales est central (agriculture de subsistance). Les pratiques d'autoconsommation sont donc courantes au sein de ces systèmes. Les surplus non consommés par la famille donnent lieu, en fonction des époques, à des échanges monétarisés ou non. Quelle que soit leur origine, ces systèmes de production diversifiés érigés en marge de la plantation, sont de petite dimension, demeurent orientés vers le marché intérieur et peu insérés dans l'économie marchande. Ces petits systèmes de production s'organisent sous forme de jardins potagers (jardins créoles¹⁰).

7.1.2.1. Les jardins créoles au sein des habitations ou plantations, une agriculture de subsistance

L'apparition des *jardins* dans les habitations est liée au comportement pragmatique des maîtres pour résoudre la question de l'alimentation de ses travailleurs « esclavagés » (Benoît, 2000) conformément aux injonctions du Code noir (1685). Considérant l'achat de nourriture comme un coût économique conséquent, les colons privilégient l'attribution d'un lopin de terre afin que les esclavagés pourvoient eux-mêmes à leurs besoins alimentaires. Au-delà des avantages économiques que procurent les jardins aux colons (reconstitution de la force de travail servile à moindre coûts : diminution des frais d'alimentation de la main-d'œuvre), ces derniers y voient également un autre rôle : celui de la construction d'une certaine paix sociale. L'enjeu est d'apaiser le sentiment de rébellion animant les esclaves, en leur accordant un accès à la propriété. Le jardin apparaît alors comme une forme d'expansion des « libertés » individuelles contribuant à maintenir l'ordre dans un système où les esclavagés sont majoritaires.

Ces jardins sont situés à proximité du lieu de vie des esclavagés (« jardins de case ») où sont principalement cultivés des condiments et du maraîchage (gombo, concombre, giraumon, melon, chou, etc.), voire plus loin de la case (en lisière de la plantation, ou carrément en dehors) où sont pour l'essentiel cultivés des vivres (patate, manioc, igname, légumineuses, etc.).

L'entretien des jardins et la commercialisation des produits qui en sont issus, contribuent à l'équilibre économique des populations serviles. En marge de l'activité sur la plantation, les esclaves cultivent des productions vivrières et maraîchères qui sont vendues, avec l'autorisation du maître, à un rythme hebdomadaire (les dimanches principalement et les jours de fête) sur des marchés à la ville ou dans les bourgs. Le produit de ces ventes sert à l'achat de poisson, de viande et de riz par les ménages esclavagés (Benoît, 2000). Il permet une certaine accumulation financière par les esclaves¹¹, ce qui occasionne non seulement des échanges économiques (transactions marchandes), mais aussi des interactions sociales (interactions interindividuelles, transactions non marchandes : pratiques de dons et contredons) et géographiques (mobilités ville / campagne).

Les jardins constituent un véritable lieu de réhabilitation sociale des esclavagés. Ce sont des lieux de vie où l'esclave se réalise (il produit pour lui-même et ses proches sans s'inscrire dans une relation d'asservissement), voit croître et peut s'approprier le fruit de son travail. Les jardins jouent aussi un rôle culturel et mémoriel essentiel. À travers lui, les esclavagés expriment et transmettent leurs savoir-faire et leurs pratiques.

Au sein de ces jardins, les pratiques d'association culturelle sont prédominantes, ce qui s'inscrit à l'encontre des principes agronomiques en vigueur valorisant la monoculture d'exportation. D'ailleurs, pour qualifier ces jardins, les colons parlent de « fouillis » pris « pour de la diversité », de « désordre africain », soulignant que ces jardins ne sont « rien qui ne rappelle l'ordre carré des pièces de canne » (Benoît, 2000). Ces jardins sont conçus sous forme d'étagement et d'association de cultures. L'histoire agronomique nous enseignera par la suite que cette manière de concevoir les systèmes de culture relève de principes agroécologiques promus aujourd'hui.

¹⁰ *Jaden* en créole antillais. On utilisera le terme de manière générique pour désigner les différents systèmes à biodiversité renforcée observés dans les DROM et de petite dimension (cf. section 7.2).

¹¹ De fait, l'octroi d'un lopin est mal vu par l'administration française qui considérait que cette émancipation économique et sociale pouvait faire périliter le système esclavagiste.

7.1.2.2. Les jardins créoles en dehors des habitations ou plantations, piliers d'une agriculture de résistance sans ambition d'insertion économique et sociale

Aux Antilles, en dehors des habitations, des jardins semblables aux précédents dans la forme (associations culturelles, étagement des cultures) se sont développés. Ils sont analysés comme un héritage africain et n'auraient à ce titre de « créole » que le nom. Ces jardins potagers caractéristiques « des sociétés agraires pratiquant la polyculture en zone tropicale » (Smeralda, 2015) s'inscrivent aussi dans la continuité des pratiques culturelles des premiers habitants de ces îles (Kalinagos, Kalinas). Ainsi, aux Antilles françaises (Guadeloupe, Martinique), l'*ichtali* (jardin des Kalinas) constitue l'une des racines du *jaden* (Adèle, 2016).

Une petite agriculture est déjà présente dans les Caraïbes bien avant l'arrivée des Européens (Miatékéla, 2015). Les Kalinagos et les Kalinas tiraient profit de l'agriculture en y puisant une partie des produits nécessaires à la satisfaction de leurs besoins (aliments, médicaments, produits textiles). D'anciens textes, dont celui de l'Anonyme de Carpentras, mettent en évidence la diversité des légumes qui entrent dans l'alimentation de ces peuples : « par exemple (qu') il y a toutes sortes de vivres qui feront bientôt devenir gras (...), tabac, coton, patate, banane, fruits (...) giraumon, ananas » (Adèle, 2016). Un inventaire assez fourni est fait des plantes à usage alimentaire que l'on retrouve dans le jardin des Kalinas, et des indications sont données sur leur transformation, comme le manioc en « cassave » ou en farine. Ces écrits confirment que le jardin des Kalinas rend également compte de certaines préoccupations actuelles, comme la biodiversité par association (Adèle, 2016). Il s'avère que les Kalinas possèdent un grand savoir sur les plantes et sur certaines techniques agricoles.

Ce sont les femmes qui cultivent et entretiennent ces jardins. Chaque femme possède un jardin individuel de 3000 à 5000 m² en forêt qu'elle cultive en associant les cultures de différents cycles (cycle long/cycle court). Le maïs pouvait être associé au manioc et au giraumon, par exemple. Les cultures se font entre des troncs calcinés. Ce type d'agriculture est itinérant afin de laisser le sol se reconstituer. Après deux cycles de récolte, la parcelle est laissée au repos. Initialement, le système agroforestier des Kalinas est dominé par le manioc (doux et amer), mais se diversifie progressivement. Les Kalinas introduisent de nouvelles espèces associées (dans une organisation par étagement) : ricin, ananas, papaye, cacaoyer, chou caraïbe et malanga, patate, maïs, roucou, tabac, igname cousse-couche, coton, piment. Les outils utilisés sont rudimentaires : la hache en pierre, la machette, la houe, le bâton à enfouir. Les produits récoltés sont partagés, chacun ayant sa place dans l'acte de production agricole. Les cultures sont pratiquées avant tout à but alimentaire, mais certaines sont aussi cultivées pour des usages médicinaux et rituels (Adèle, 2016).

Jusqu'à la fin de l'économie de plantation pure, ces systèmes de production sont de fait invisibilisés, les « marrons » demeurant en marge de la société et donc exclus du système économique.

7.1.2.3. Les jardins créoles en dehors des habitations ou plantations avec une ambition d'insertion économique et sociale

Il faut signaler qu'alors aux Antilles la polarisation de la société est restée très claire, à La Réunion, plusieurs épisodes de paupérisation de la population des colons et des descendants de colons, vont rapidement installer le groupe désigné localement comme les « Petits blancs des Hauts ». Ces populations hétérogènes, avec comme caractéristique commune d'être les personnes libres sans propriété terrienne, s'installent notamment dès le milieu du XVIII^{ème} siècle, en plusieurs vagues, dans les hauts de l'île et y pratiquent une agriculture exclusivement de subsistance, à l'écart des plantations qui, elles, sont concentrées dans les bas. Ces « Petits blancs des Hauts » s'implantent sur des terres difficiles d'accès, jusque-là exploitées par les « marrons ».

Cette agriculture de subsistance n'a toutefois pas permis l'insertion économique et sociale des « Petits blancs des Hauts ». Cette catégorie sociale, demeurée pauvre, est alors revenue à la plantation, tout comme les esclaves affranchis d'ailleurs (après 1848), avec de nouvelles formes de contrat et de statut juridique encadrant leurs activités agricoles. Une agriculture de métayage (le colonat ou colonage partiaire) sera mise en place autorisant ces populations à cultiver les terres des grands propriétaires fonciers. De nouveaux rapports sociaux de production sont ainsi instaurés.

Cette agriculture de métayage sera activement généralisée au sein des plantations ou habitations par les grands propriétaires cannières, et ce pour tous les groupes ethniques de La Réunion (« Petits blancs des Hauts », esclaves affranchis, engagés¹²), jusqu'à l'interdiction de ce type de métayage avec la départementalisation en 1946.

Un colon partiaire est un travailleur agricole auquel un grand propriétaire confie une petite parcelle de terre (rarement plus de 2 hectares aux Antilles françaises, par exemple), pour qu'il la cultive en canne à sucre. La canne à sucre produite est livrée au propriétaire terrien. Ce dernier récupère les deux tiers ou plus du produit brut dégagé et en laisse un tiers au colon partiaire. Ce dernier peut en outre installer une case sur sa parcelle, y cultiver des vivres et y pratiquer un petit élevage : un ou deux bœufs auxquels il est permis la libre pâture sur les lisières des plantations ou sur les terrains en friche. En contrepartie, le colon partiaire doit fournir, moyennant salaire, des journées de travail sur les plantations du propriétaire quand celui-ci le juge nécessaire. Pour le propriétaire terrien, cela n'offre que des avantages : le colon partiaire permet au propriétaire foncier de mettre en culture des terres éloignées et de médiocre qualité, il fournit à peu de frais un supplément de canne à sucre à manipuler et, surtout, il met à disposition du propriétaire foncier des forces de travail additionnelles en cas de besoin (Schnakenbourg, 2013).

La modernisation des équipements permet progressivement une diminution du nombre d'ouvriers dans les usines. La production de canne à sucre qui est transférée du travailleur salarié vers le travailleur en colonat, permet d'abaisser les coûts de production. En effet, les ouvriers salariés sont rémunérés sur la base du temps de travail alors que la rémunération des colons partiaires est liée à l'effort productif, puisqu'ils sont payés sur la base du tonnage livré. Pour espérer une rémunération suffisante, les colons partiaires doivent être productifs, travailler plus et plus longtemps. L'augmentation de la part des colons partiaires et des petits planteurs dans les livraisons cannières est donc une stratégie capitaliste de la part des usines qui permet d'augmenter la production sucrière tout en limitant le coût de la main d'œuvre agricole salariée. Comme le souligne Ho (2008) à propos de La Réunion, en 1938, la récolte des grands domaines sucriers était assurée à hauteur de 48% par des colons partiaires et de 52% en faire-valoir direct (ouvriers agricoles).

En parallèle de l'augmentation du colonat partiaire, les usiniers commencent à organiser la vente d'une partie de leurs terres à de petits agriculteurs ou à des salariés de l'usine. Malgré les quelques opérations de vente, le fossé social entre une minorité d'usiniers détenteurs de capital et les nombreux colons partiaires et ouvriers agricoles qui fournissent leur force de travail demeure important. La répartition du foncier ainsi que les rapports sociaux de production ne permettent pas l'émergence d'une véritable paysannerie (Zébus, 1999) et contribue à maintenir la société rurale agricole sous la dépendance des usines, soumise à un système de domination dont les bases sont solidement ancrées. Dans ce système pyramidal dont la base est formée par « les petites gens », les usiniers valorisent au maximum leur domaine foncier tout en s'assurant une réserve de force de travail à moindre coût. Ainsi, une grande partie de la population est sans-terre ou ne possède qu'un petit lopin vivrier (parfois quelques bovins et un porc créole) insuffisant pour dégager un revenu.

En conclusion, construits en marge, mais toujours en complémentarité, de l'économie de plantation, les jardins créoles, dans leur grande diversité, sont des systèmes de production et de consommation qui se distinguent par leur capacité à (i) subvenir aux besoins des ménages, qu'ils vivent ou non sur l'habitation (autoconsommation, dons et contre dons), (ii) créer des revenus et les faire circuler, entre individus et entre espaces, à travers l'élaboration de transactions marchandes, (iii) produire, diffuser et consolider un modèle d'agriculture respectueux de valeurs environnementales et culturelles. Ces jardins préfigurent les systèmes de production diversifiés actuels. Ils participent au dualisme agricole qui est une caractéristique encore vivace de la réalité des DROM.

7.1.3. Un dualisme agricole encore vivace

Héritage de l'économie de plantation sous ses formes revisitées ou modifiées, les dynamiques agraires des DROM sont marquées par la permanente juxtaposition de monocultures d'exportation et d'agricultures diversifiées qui alimentent pour l'essentiel le marché intérieur. Bien que ces dernières se caractérisent par des exploitations de petite dimension, elles recouvrent en réalité une grande diversité de profils qui s'expriment en termes d'orientation technico-économique, d'intensité capitalistique (main d'œuvre familiale ou non), d'insertion marchande (activités

¹² Travailleurs libres et volontaires (d'origine Indienne aux Antilles françaises) substituée à la main d'œuvre servile après l'abolition de l'esclavage.

formelles versus informelles), de pratiques (valorisation des savoirs traditionnels) etc. Dans cette section, nous cherchons à rendre compte des agricultures contemporaines des DROM et montrons qu'elles résultent d'un équilibre difficile entre l'agriculture de plantation et les jardins créoles comme mode d'expression de l'agriculture dite de diversification. Nous proposons une présentation comparative de la structure de la production agricole dans les DROM en mobilisant les données statistiques publiques disponibles¹³ et montrons que la structuration du secteur agricole est fortement soumise aux aides publiques.

7.1.3.1. Le paradoxe du renforcement de la culture de plantation et du développement des cultures de diversification

Une analyse empirique du secteur agricole ultramarin montre la présence encore importante de la culture de plantation historique. L'économie de plantation s'est montrée extrêmement résiliente face aux soubresauts de l'histoire.

Dans les années 1950, les cannaies dominant le paysage, en surface et en produit. Les cannaies des domaines sucriers sont, pour une grande part, en faire-valoir direct et sont cultivées par des ouvriers agricoles. Il s'agit des zones plates et mécanisables du domaine sucrier. Les terres plus difficilement mises en valeur sont, quant à elles, exploitées par des colons partiaires. À noter que les terres détenues par les usines ne sont pas uniquement plantées en canne, mais sont aussi faites de prairies et de parcelles en jachères. Certaines parties ont même été urbanisées (construction d'écoles, de maisons). La petite propriété regroupe des planteurs exploitant de faibles surfaces de terres de qualité médiocre car généralement situées sur des mornes. Ces planteurs sont souvent pluriactifs, leur petit lopin de terre ne leur permettant pas de tirer un revenu suffisant. Ce sont des ouvriers d'usine ainsi que des colons partiaires. Sous l'effet de réformes foncières, un double mouvement, orienté dans des directions opposées, va renforcer cette bipolarisation jusque dans les années 1960 : d'une part, par la concentration du domaine sucrier autour de ses meilleures terres et, d'autre part, par un morcellement générateur de très petites propriétés sur les zones de moindre qualité.

La deuxième moitié du XX^{ème} siècle marque l'avènement de la crise sucrière dans les DROM et annonce le déclin de la production cannière. La crise sucrière résulte d'une combinaison de facteurs internes et externes, parmi lesquels le coût de la main d'œuvre dans les DROM (affectant la compétitivité de la production) et la concurrence du sucre de betterave en Europe ou du sucre émanant d'autres pays tropicaux à moindre coût de main d'œuvre. A la fin des années 1960, les politiques publiques (*via* notamment les sociétés d'aménagement foncier et d'établissement rural - SAFER - et le Crédit agricole) qui, jusque-là, soutenaient la production cannière et sucrière *via* la mécanisation des exploitations, changent de stratégie et mettent en place des réformes foncières. Il y en aura trois.

Des protocoles entre l'État et les industries sucrières sont établis. Ils visent à restructurer l'outil industriel et à permettre à la SAFER de réaliser la réforme foncière. Le contenu foncier des protocoles prévoit la cession de tout ou partie de la SAU des usines à la SAFER. En août 1961, la première réforme foncière est lancée, dans le cadre des Lois d'Orientation Agricole (LOA). Il s'agit d'améliorer la situation des populations agricoles en modifiant les conditions d'exploitation et en facilitant l'accès à la propriété foncière. Ces lois visent l'émergence d'exploitations agricoles familiales. La SATEC (société d'aide technique et de coopération) est créée en 1961. Elle est chargée d'acquérir des terres agricoles des usines pour y installer des bénéficiaires (colons ou salariés de l'usine) par la mise en vente des lots avec l'appui du Crédit Agricole. Les usiniers (gérants des usines) acceptent facilement cette réforme qui ne touche qu'une petite part de leurs terres en faire-valoir direct. De plus, ils exploitent surtout les terrains les plus productifs et les plus proches de l'usine, délaissant ceux en marge. Ce sont ces lots délaissés qui concernent les acquisitions SATEC. En Guadeloupe par exemple, la réforme SATEC qui s'étale de 1961 à 1967 concerne 2214 ha alloués à 627 agriculteurs (Deverre, 1990). La production sucrière se maintient autour de 170000 tonnes par an de 1961 à 1966, et l'on observe sur les lots attribués, un développement important de la culture bananière et surtout de l'élevage (Célestine-Myrtil-Marlin, 1992). Au total, près de 1000 agriculteurs accèdent à la propriété. Mais les terres agricoles vendues vont progressivement glisser vers l'immobilier. En outre, les terres en propriété sont, au fil du temps, divisées entre héritiers, ce qui conduit à un morcellement de cette petite propriété et à un effritement du foncier.

¹³ Ces données couvrent les DROM de manière inégale.

Une deuxième réforme foncière sera mise en place dont les objectifs, qui s'inscrivent dans la lignée des orientations précédentes, sont :

- D'installer durablement des agriculteurs sur des exploitations familiales viables dont la superficie est déterminée¹⁴ lors de la phase de « libération des terres » (occupés aux 2/3 par des colons et des ouvriers avec lesquels il a fallu négocier et trouver des alternatives). En Guadeloupe, les premières redistributions foncières de cette phase de réforme entamée en 1980 interviennent « timidement » en 1986 (Deverre, 1990). Au total, la SAFER de Guadeloupe a racheté 10 675 ha de terres appartenant à des usines sucrières en restructuration, sur la demande de l'État. 1/3 de ces terres étaient exploitées en faire-valoir direct avec plus de 1000 ouvriers agricoles saisonniers, et les 2/3 restants étaient exploités en colonat par plus de 2000 colons partiaires ;
- De préserver l'emploi et le foncier agricole en favorisant le statut de fermage, en revendant les terres à des Groupements Fonciers Agricoles (GFA), qui les louent à long terme aux exploitants, eux-mêmes membres du GFA. Il fallait empêcher la possibilité de revente spéculative, d'où l'idée de passer par le statut de sociétés civiles ;
- De pérenniser et maintenir la production de canne à sucre en difficulté tout en favorisant une certaine diversification des cultures. Cet objectif s'est traduit en Guadeloupe par la définition d'une obligation de cultiver 60 % des terres en canne à sucre afin de maintenir la filière, et 40% des terres dédiées à la canne à sucre en cultures dites de diversification.

La dernière réforme foncière a été l'occasion de structurer davantage la filière canne. En vue d'assurer la gestion des domaines acquis en faire-valoir direct, des Sociétés d'Intérêts Collectifs Agricoles (SICA) cannières ont été créées en 1981 dans le cadre du Plan Mauroy de restructuration. Les SICA regroupent et centralisent les achats d'engrais et produits phytosanitaires pour l'ensemble des planteurs du bassin cannier. Elles ont un rôle de relais financier en assurant le préfinancement pour les travaux agricoles et pour les intrants, sous forme d'avance remboursable sur les ventes de cannes de la récolte à venir.

En parallèle des premières opérations foncières de la SAFER, en 1968, est mise en place au niveau européen la première Organisation Commune de Marché (OCM) du sucre. Cette mesure est accompagnée par l'instauration d'un système de quotas sucriers, de prix garantis, de restitutions à l'exportation¹⁵ et de restrictions à l'importation¹⁶. Ces outils permettent ainsi d'assurer le maintien d'un certain équilibre du marché et de garantir un revenu stable aux producteurs de canne (et de betterave) et aux usiniers. La fin des années 70 est marquée par une diminution généralisée de la production de canne et de sucre, et l'affaiblissement de l'industrie sucrière. En 1978, un programme d'action est mis en place et vise à relancer la culture de canne à travers l'octroi d'aides à la replantation, de prêts bonifiés du Crédit Agricole pour l'achat d'engrais, ainsi que le développement de l'accès aux machines agricoles (avec les CUMA) et de l'accès à l'eau agricole (début de l'installation du réseau d'irrigation).

Ce cadre de politiques publiques dédié à la canne à sucre (réformes foncières, création d'une OCM du sucre) a eu pour conséquence de renforcer la culture de plantation originelle, mais aussi d'encourager la diversification agricole (développement de la polyculture au sein des exploitations cannières). L'autre effet majeur de ce cadre de structuration de la production agricole est le développement d'exploitations de taille intermédiaire fondées sur la propriété individuelle et le travail familial. Ce modèle d'agriculture familiale prend une ampleur inattendue.

Ainsi, on assiste au mouvement paradoxal de renforcement de la culture de plantation et des cultures dites de diversification, mais également au développement de l'agriculture familiale. Le modèle de la plantation évolue et se modifie, mais ses traits structurels persistent. Au cours du temps, et de manière différenciée selon les territoires, la culture de plantation va évoluer. La banane va, dans certains territoires (la Martinique notamment), s'imposer sans fondamentalement modifier la tension entre les formes d'agriculture ni ébranler le modèle d'une spécialisation productive centrée sur une monoculture d'exportation moteur d'un développement économique par la rente (Angeon et Pecqueur, 2004). En revanche, la tradition des jardins créoles peu insérée dans l'économie marchande, si elle se maintient, reste invisibilisée.

¹⁴ De 8 à 10 hectares en Guadeloupe, de 5 à 10 hectares à La Réunion.

¹⁵ Dispositif visant à compenser la différence entre les prix communautaires et les prix applicables sur le marché mondial favorisant ainsi l'exportation des produits communautaires.

¹⁶ Restrictions quantitatives.

7.1.3.2. Les agricultures ultramarines contemporaines en chiffres

Avec leur évolution statutaire et les ambitions de convergence affichées par l'Etat, la modernisation de l'appareil productif des DROM s'est effectuée au détriment du secteur agricole. Tertiairisation des économies ultramarines, étalement urbain, mitage de l'espace contribuent au déclin du secteur agricole (diminution de la surface agricole utile, baisse significative de la contribution de l'agriculture au PIB et à l'emploi). Ce déclin n'a toutefois pas modifié certains traits structurels profonds. Les exploitations de petite taille sont numériquement nombreuses mais peu importantes en termes de surface occupée, contrairement aux exploitations orientées vers l'export. Cette coexistence de systèmes de production rappelle les inégalités de répartition caractéristiques de l'économie de plantation. La fin de l'économie de plantation s'accompagne d'effets d'hystérèse et ne signifie pas l'arrêt, mais la poursuite d'un système dominant qui s'exprime en termes de surfaces, de richesse et de captation des aides.

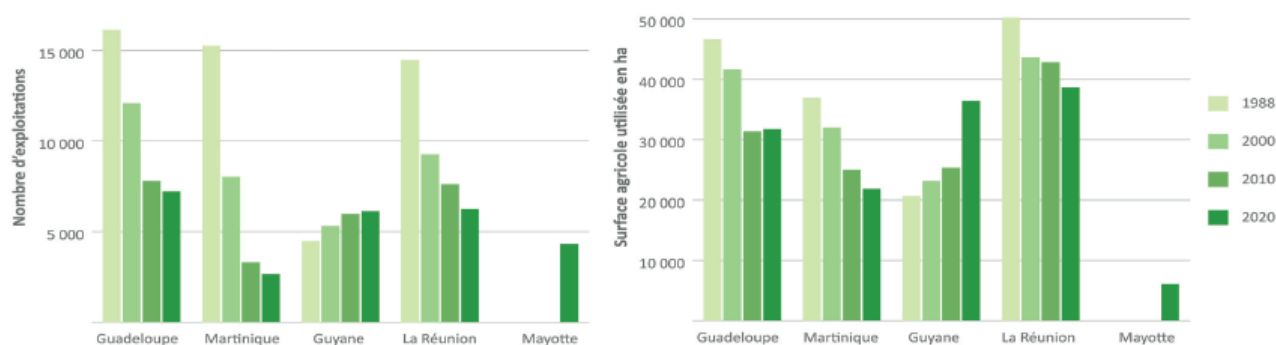
Taille et orientation technico-économique des exploitations

En France, les exploitations agricoles sont définies dans les statistiques comme des unités économiques qui participent à la production agricole et qui répondent aux critères suivants : (i) une activité agricole soit de production, soit de maintien des terres dans de bonnes conditions agricoles et environnementales ; (ii) une dimension minimale, soit 1 hectare de surface agricole utilisée, ou 20 ares de cultures spécialisées, et une production supérieure à un seuil (par exemple, une vache ou six brebis-mères ...) ; (iii) une gestion courante et indépendante de toute autre unité et (iv) l'existence d'un établissement immatriculé au répertoire des entreprises SIRET (Système d'identification du répertoire des établissements) ou bénéficiant d'un identifiant de demande d'aide de la Politique agricole commune (PAC) qui présume de l'indépendance de gestion. Certains acteurs administratifs identifient les exploitants par leur régime de protection sociale établi par la Mutualité Sociale Agricole (MSA), qui est lui-même établi sur la base d'une surface minimale de 2 hectares pondérés par des coefficients permettant de se référer à un seuil adéquat pour les cultures vivrières. Cette définition statistique n'inclut pas toutes les unités de production (en particulier les très petites et les exploitations non déclarées dites « informelles »).

Des exploitations agricoles majoritairement de petite taille, dont le nombre est en baisse aux Antilles et à La Réunion, et en hausse en Guyane et à Mayotte

Si le nombre d'exploitations agricoles (voir Figure 7-1) s'est stabilisé à La Réunion et en Guyane, il est en forte diminution en Guadeloupe et en Martinique depuis plus de trente ans et continue de baisser, alors que la SAU se maintient globalement sauf aux Antilles. Cette baisse touche surtout les exploitations de moins de 5 hectares qui sont les plus nombreuses (3/4 des exploitations en Guadeloupe et 2/3 en Martinique).

Figure 7-1. Évolution du nombre d'exploitations et surface agricole utilisée dans les DROM



Source : Agreste (2022).

La surface agricole utilisée (SAU) par exploitation dans les DROM est limitée (cf. Figure 7-1 et tableau 7-1). Les exploitations ont pour la plupart des surfaces de petite, voire de très petite taille, et sont globalement plus petites que celles de l'hexagone, dans un rapport de 1 à 10. La SAU moyenne par exploitation s'établit entre 1

ha à Mayotte et 8 ha en Martinique. La tendance est à la concentration foncière (augmentation des surfaces) en Guadeloupe et en Martinique, mais elle est stable à La Réunion et en Guyane. Toutefois, la distribution des exploitations selon la SAU par exploitation montre une répartition inégalitaire de la terre agricole, qui est particulièrement marquée aux Antilles et à La Réunion, moins en Guyane. Ces ressources foncières limitées (entre 3 et 4 ha par actif permanent) ne leur permettent pas d'obtenir des volumes de production générant un revenu suffisant pour uniquement vivre de l'agriculture. De ce fait, un nombre important d'agriculteurs sont pluriactifs ou bénéficient d'autres sources de revenus (prestations sociales, retraites, transferts familiaux). Cette réalité de la pluriactivité est mal appréhendée, aussi bien par le recensement général agricole (RGA) que par les organismes professionnels qui privilégient les producteurs dits « professionnels » (c'est-à-dire déclarés et le plus souvent, structurés en organisations professionnelles ou OP) et à temps complet. La prise en compte de la pluriactivité est pourtant un vrai enjeu pour les cultures vivrières, mais aussi pour l'installation progressive de jeunes agriculteurs acquérant une expérience professionnelle préalable.

Tableau 7-1. Comparaison des données structurelles des exploitations

	Guadeloupe	Martinique	Guyane	La Réunion	Mayotte
Nombre d'actifs permanents (2013)	11 681	7 575	5 346	14 987	
Nombre de salariés permanents (2013)	1 630	3 621	83	1 471	
Nombre d'exploitations agricoles (2013)	6 976	2 994	3 021	7 651	15 700
SAU des exploitations agricoles (2018)	51 583	23 586	74 439	42 095	20 054
SAU/nb expl.	7	8	25	6	
SAU moyenne	4	8	6	6	
SAU / actif permanent	4	3	14	3	

Source : Marzin et al. 2021.

SAU : Surface agricole utilisée

Une spécification de la taille des exploitations agricoles : l'approche comptable

Le réseau d'information comptable agricole (RICA) fournit une grille de critères pour appréhender les exploitations agricoles selon leur taille, privilégiant deux critères principaux : l'orientation technico-économique de l'exploitation (orientation productive caractérisée par une spéculation dominante) et les quantités produites (rendements). « *Le réseau d'information comptable agricole est une enquête annuelle, harmonisée au niveau de l'Union européenne, qui collecte des données comptables et technico-économiques détaillées auprès d'un échantillon d'exploitations agricoles. Les données collectées permettent notamment d'analyser la diversité des résultats et celle de leur formation, de dresser des diagnostics économiques et financiers, et de simuler l'impact des politiques publiques* » (Agreste N° 2019). Selon cette même source, « *en ce qui concerne la définition du champ d'observation du RICA, la Commission se conforme aux orientations définies dans le Règlement (CE) N° 1217/2009 du 30 novembre 2009 et ses modifications ultérieures et suit une approche pragmatique en ne retenant que les exploitations agricoles considérées comme professionnelles* ». Sont considérées comme « *exploitations agricoles professionnelles* » les exploitations suffisamment importantes pour constituer l'activité principale de l'agriculteur et lui permettre de dégager un niveau de revenu minimum.

En 2003, la question de l'intégration des DROM dans le dispositif RICA a été soulevée. Dans la décennie 2010, différentes adaptations du RICA ont été proposées afin de mieux prendre en compte les spécificités des DROM. La principale information qui représente un critère déterminant de la prise en compte ou non d'une exploitation agricole est sa production brute standard (PBS – voir Encadré 7-1). La PBS doit être supérieure à 25000€ dans l'hexagone contre 15000€ pour les DROM.

Ceci étant, au regard des spécificités des petites exploitations familiales dans les DROM, ces informations comptables ne suffisent pas pour caractériser leurs stratégies, leurs besoins et leurs pratiques de gestion.

Encadré 7-1. Production brute standard (PBS), classe de dimension économique, orientation technico-économique

La PBS est une unité commune de mesure qui permet de hiérarchiser les productions entre elles. Elle est calculée en appliquant un coefficient normatif régionalisé à chacune des superficies et des têtes d'animaux de l'exploitation (PBS partielles) puis en additionnant les PBS partielles des différentes productions pratiquées dans l'exploitation agricole, afin d'obtenir la dimension économique totale de l'exploitation. La PBS ne représente pas le chiffre d'affaires observé des exploitations : c'est une valeur de la production potentielle par hectare ou par tête d'animal présent hors toute aide. La PBS totale et les PBS partielles permettent essentiellement de classer les exploitations selon leur classe de dimension et leur orientation. La PBS de l'exploitation est un ordre de grandeur correspondant au potentiel de production (hors subventions) de l'exploitation. La méthodologie utilisée vise à renseigner des données représentatives selon trois critères (Ducrot, 2014) : la région d'implantation des exploitations agricoles, la classe de dimension économique (CDEX) et l'orientation technico-économique (OTEX).

La PBS prend en compte toutes les productions présentes sur l'exploitation afin de déterminer la taille économique et la spécialisation de l'exploitation agricole. Il en découle une typologie des exploitations agricoles selon ces deux variables. La différence entre l'inventaire de clôture et d'ouverture représente toutes les consommations intermédiaires à la production (ensemble de biens et services utilisés et intégralement consommés lors du cycle de production) (Ferraton et Touzard, 2003) ainsi que les amortissements ou l'usure du capital fixe. Pour les productions végétales, les coefficients de PBS sont une valorisation des rendements par unité de surface des différentes cultures mais peuvent être considérés comme des ordres de grandeur lorsqu'il s'agit de productions potentiellement variables comme les fruits et les légumes. Ainsi, aux inventaires de clôture et d'ouverture sont additionnés les ventes, la consommation familiale et les auto-utilisations. Les auto-utilisations représentent les produits, sous-produits et coproduits qui ne sont ni vendus, ni autoconsommés mais sont utilisés pour d'autres services au sein de l'exploitation agricole (exemple : semences autoproduites).

Au niveau des productions animales, le calcul se fait par rapport aux animaux présents sur l'exploitation agricole et non ceux effectivement vendus. De ce fait, à chaque animal va être attribué un coefficient équivalent à la prise de valeur correspondante à une année (le croît). Le coefficient des productions animales inclut la valeur de productions secondaires (lait pour les vaches, les chèvres et les brebis) et la valeur de leur descendance.

Des aides publiques principalement orientées vers les cultures de plantation

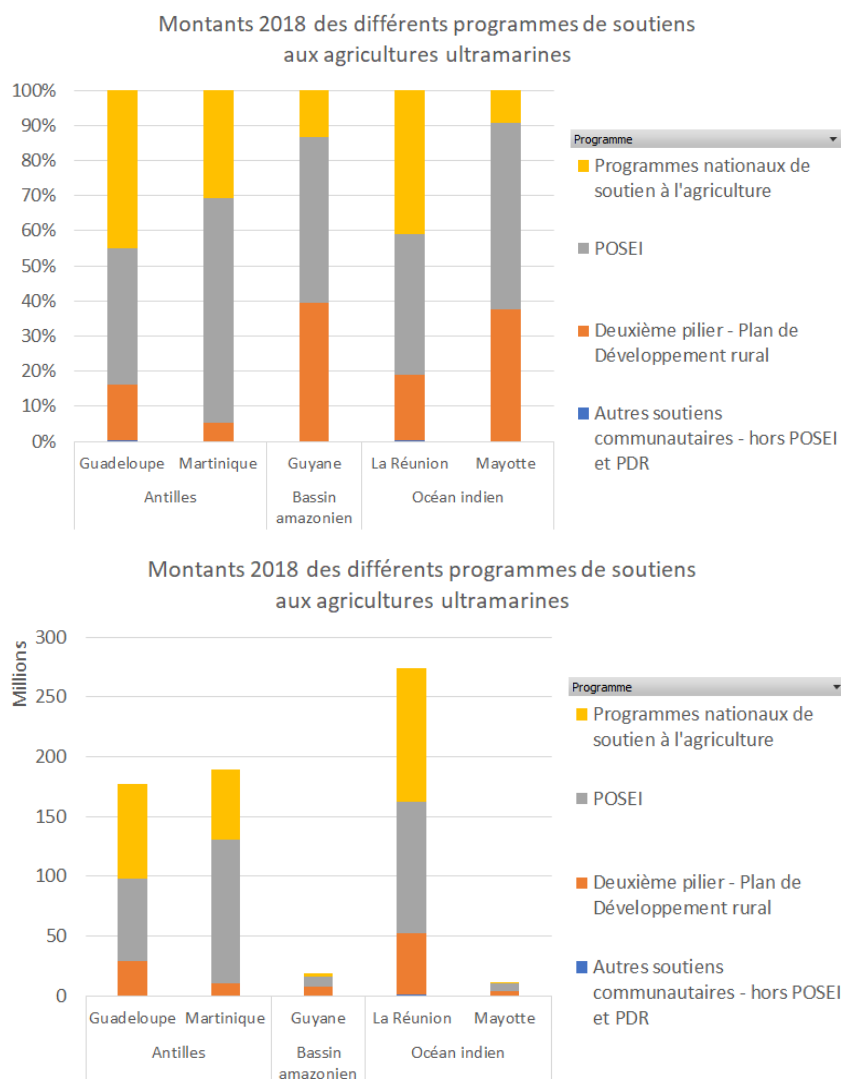
Les économies ultramarines demeurent dépendantes des politiques nationales et européennes. Un certain nombre de politiques publiques, d'instruments ou dispositifs d'intervention interfèrent sur le secteur agricole. Ils se déclinent à plusieurs niveaux (européen, national, régional, infra-régional) et demeurent partiellement emboîtés. Par exemple, les mesures issues du cadre de politique européenne qui sont exécutées dans les DROM peuvent, schématiquement, être décomposées en deux grandes catégories :

- Les mesures du Programme d'options spécifiques à l'éloignement et à l'insularité (POSEI) financées par le Fonds européen agricole de garantie (FEAGA), soutiennent la production, la transformation ou la vente des produits agricoles et consistent principalement en des paiements directs aux agriculteurs. Mis en place au niveau communautaire, ce programme décline le « premier pilier » de la PAC dans les RUP. L'Office de développement de l'économie agricole d'outre-mer (ODEADOM) assure la gestion de la quasi-totalité du POSEI France composé, d'une part, du Régime Spécifique d'Approvisionnement (RSA) et, d'autre part, de Mesures en Faveur des Productions Agricoles Locales (MFPAL) des DROM en compensation de leurs handicaps et concernent des soutiens à la filière banane, à la filière canne-sucre-rhum, à la diversification végétale, à la structuration de l'élevage, à l'importation d'animaux vivants et des actions transversales.
- Les mesures soutenant les programmes de développement rural (PDR) régionaux financés par le Fonds européen agricole pour le développement rural (FEADER) qui soutient des programmes de développement rural régionaux (PDR). Les PDR renvoient au « second pilier » de la PAC, et visent à aider les régions rurales de l'UE à relever les défis économiques, environnementaux et sociaux. Ils complètent les POSEI et les mesures permettant de gérer les marchés agricoles.

Le montant total cumulé des programmes varie fortement entre les DROM : La Réunion est le territoire qui reçoit les montants les plus élevés, suivi des territoires antillais ; la Guyane et Mayotte reçoivent des montants faibles. La

distribution des montants alloués par type de programme entre les DROM diffère aussi : en pourcentage et en valeur, les montants des programmes POSEI et des programmes nationaux sont les principaux dans les territoires antillais et à La Réunion. Les aides du second pilier représentent en pourcentage des parts significatives en Guyane et à Mayotte, malgré des montants très faibles, comme le montrent les figures 7-2, 7-3 et 7-4.

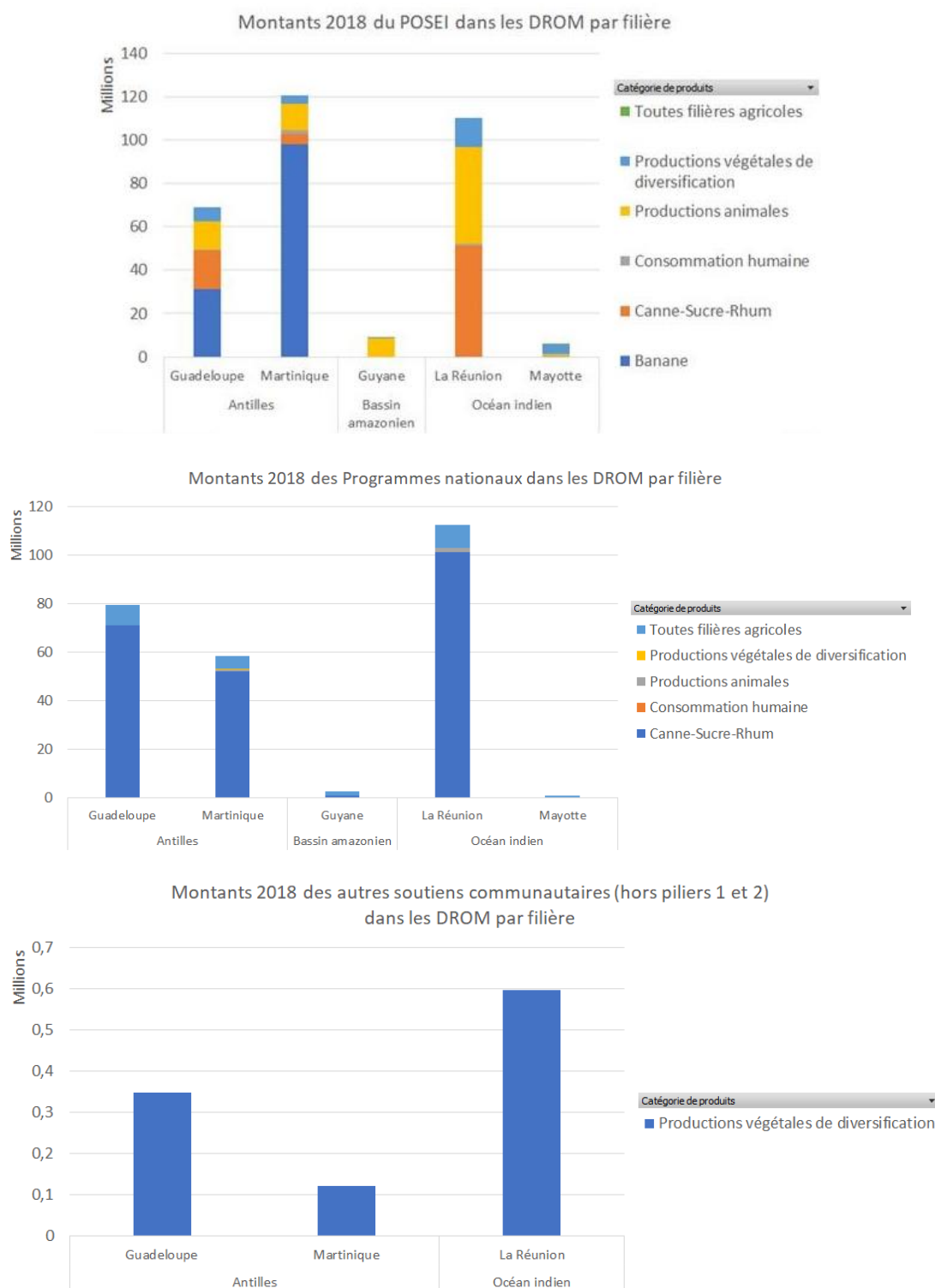
Figure 7-2. Montants des différents programmes de soutiens aux agricultures ultramarines



Source : Marzin *et al.*, 2021

Ces disparités reflètent les pouvoirs de captation des soutiens par filière. Ainsi, le POSEI finance essentiellement la filière banane en Martinique et en Guadeloupe, la filière canne à sucre et les filières animales à La Réunion, alors qu'il intervient moins à Mayotte et en Guyane. Les filières de diversification végétales et animales aux Antilles, en Guyane et à Mayotte sont les parents pauvres du POSEI. Les programmes nationaux financent quasi exclusivement la filière canne à sucre à La Réunion, en Guadeloupe et à la Martinique.

Figure 7-3. Montants des différents programmes en 2018 par filière dans les DROM

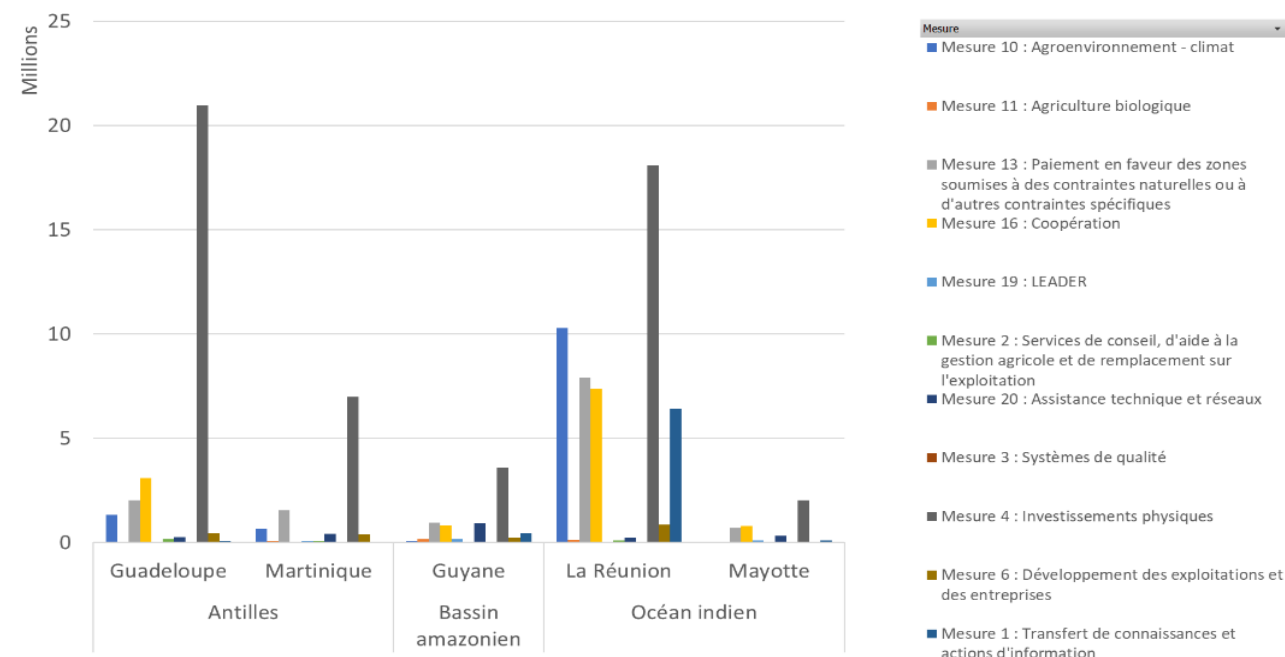


Source : Marzin *et al.*, 2021

Les soutiens du deuxième pilier et les autres soutiens communautaires (programmes opérationnels) varient fortement avec les territoires. Certains sont mieux dotés : La Réunion et la Guadeloupe se démarquent pour le PDR et pour les autres soutiens communautaires qui financent peu les agricultures des autres DROM. Les autres soutiens communautaires (programmes opérationnels) ne sont pas activés en Guyane et à Mayotte.

Pour l'ensemble des DROM, les mesures « transformatives » (conduisant à l'écologisation des systèmes de production agricole) sont faiblement distribuées. Toutefois, notons que certains soutiens destinés à financer des investissements physiques peuvent être indirectement des éléments de transition agroécologique.

Figure 7-4. Distribution des montants versés dans le cadre du PDR en 2018 aux agricultures ultramarines



Source : Marzin *et al.*, 2021

La répartition des aides à la production est inégale. Certains territoires sont mieux dotés (Antilles françaises, Réunion) que d'autres (Guyane, Mayotte). L'origine des financements et leur fléchage révèlent des contraintes et pointent une certaine rigidité des dispositifs. L'idée d'une meilleure répartition des aides soulève des questions connexes et notamment celles de l'égalité *versus* équité de traitement des économies ultramarines. Une diminution de l'enveloppe des aides mettrait certainement à mal les dynamiques de changement à impulser. Or ces aides, qui sont administrées depuis de longues années (à l'exception de Mayotte, tard venu dans le paysage des DROM), structurent les stratégies et les modèles de développement agricoles.

7.1.4. Conclusion

Même si la situation agricole des DROM est contrastée, ces territoires présentent un socle commun de formes d'agricultures alternatives aux cultures de plantation. Ces agricultures de petite échelle sont intensives en travail avec une valorisation très largement non marchande de leurs productions. De ce fait, elles sont statistiquement peu visibles et émergent peu aux dispositifs d'aides. En outre, lorsque ces systèmes sont identifiés par les dispositifs classiques de statistique agricole, la mesure de leurs performances reste lacunaire. Dans cette première section, nous avons montré que les systèmes diversifiés dans les économies ultramarines sont une survivance du passé ou s'en inspirent. Nous avons également montré qu'ils ont réussi à subsister et, dans certains cas, à se développer, malgré le poids social et économique de l'économie de plantation. Ces systèmes diversifiés se déclinent aujourd'hui sous des formes différentes et répondent à des réalités socio-économiques et agronomiques particulières, culturellement ancrées dans ces territoires. Ces dernières se fondent sur le respect de principes agroécologiques et bioéconomiques qui relèvent pour partie de pratiques vernaculaires et dont les performances méritent d'être évaluées.

7.2. Entre la monoculture historique et les jardins créoles : une large gamme de diversification végétale

Cette section présente les concepts mobilisés et les approches suivies pour fournir des éléments d'interprétation de la pertinence des systèmes diversifiés en tant que modèles d'écologisation valorisant la diversification végétale. L'accent est mis sur les effets de cette diversification végétale sur la régulation des bioagresseurs des cultures. Nous décrivons ici les systèmes de culture en place aujourd'hui selon leur niveau de diversification végétale. Cette classification n'est pas indépendante des filiations historiques de ces systèmes et aurait pu être présentée de plusieurs autres façons. Par ailleurs, comme toute classification, elle propose de caractériser quelques catégories de systèmes, mais il en existe de nombreuses formes intermédiaires. On pourrait placer les systèmes de production agricole des DROM le long d'un gradient très large de diversification végétale.

Aux Antilles, à La Réunion et en Guyane, la culture de plantation continue d'exister sous des formes renouvelées. Ces cultures industrielles d'exportation représentent l'extrémité la moins diversifiée du gradient, avec des pratiques relativement uniformes, peu diversifiées et peu diversifiables et en cela verrouillées. À l'autre extrémité du gradient coexistent différentes formes de systèmes de production ultra-diversifiés : on y retrouve non seulement les jardins créoles hérités de l'histoire et basés sur la diversification végétale, mais aussi des formes d'agriculture plus récentes reposant sur les principes de l'agroécologie, dont la diversité des communautés végétales, comme la permaculture, certaines exploitations en agriculture biologique, ou encore les jardins solidaires. Entre les deux, se situent la plupart des systèmes de production horticoles, qui présentent des degrés de diversification intermédiaires et variés, mais qui, par leur structure-même, contribuent fortement à l'hétérogénéité du paysage agricole.

7.2.1. Des systèmes de plantation anciens peu diversifiés

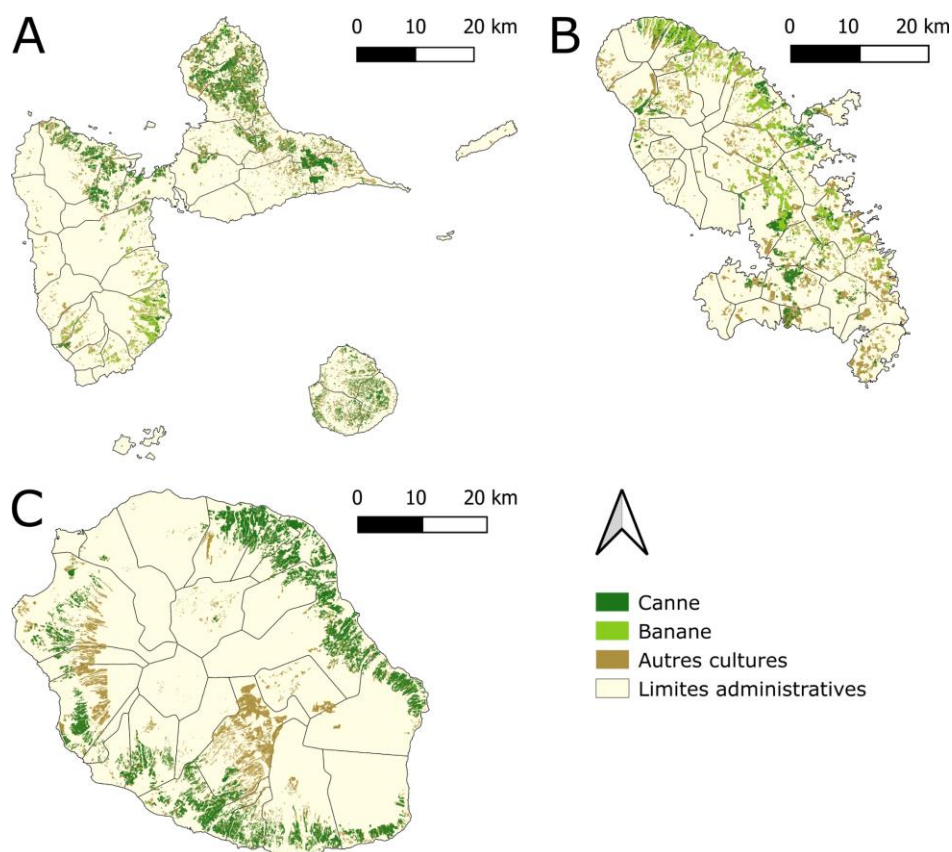
7.2.1.1. Présentation générale

Dans les trois DROM où l'histoire a installé des cultures de plantation (Guadeloupe, Martinique, La Réunion), les paysages agricoles sont encore aujourd'hui fortement structurés par ces cultures (Figure 7-5).

Selon les données produites par Agreste (2021 – cf. Tableau 7-2), en Guadeloupe et à La Réunion, ces cultures, définies comme industrielles par la statistique agricole, couvrent 75 % et 81 % des terres arables respectivement, et sont principalement de la canne à sucre. En Martinique, les cultures dites industrielles occupent 41 % des terres arables. Ce chiffre est probablement sous-estimé dans la mesure où les bananes ne sont pas comptées dans ce pourcentage (elles sont comptées comme une culture fruitière), alors qu'elles sont une culture d'exportation dans ce DROM. À titre de comparaison, les cultures industrielles sont très minoritaires (< 1 % des terres arables) en Guyane et à Mayotte, les deux territoires dont l'histoire n'a pas été marquée de la même manière que les trois autres par l'empreinte métropolitaine. Dans ces deux DROM, les productions de légumes frais et de tubercules pour la consommation locale sont très majoritaires. Il est utile de mentionner que les superficies agricoles en herbe, jachère et autres occupations sont importantes dans tous les DROM et en particulier en Guyane : une partie substantielle des terres agricoles n'est donc pas utilisée (Tableau 7-2).

Figure 7-5. Étendue spatiale des cultures industrielles d'exportation en Guadeloupe (A), Martinique (B) et à la Réunion (C)

Les surfaces en canne à sucre (vert foncé) et en banane (vert clair) représentent une part importante des surfaces cultivées (autres productions, dont l'élevage, en marron). Données : Registre Parcellaire Graphique 2021.

**Tableau 7-2.** Comparaison de l'occupation des terres dans les DROM en 2020 (surfaces exprimées en hectares et en pourcentages de la Surface agricole utilisée des exploitations agricoles)

	Guadeloupe		Guyane		La Réunion		Martinique		Mayotte	
Surface agricole utilisée des exploitations agricoles	29 809	100,0%	32 374	100,0%	41 940	100,0%	23 035	100,0%	20 000	100,0%
Cultures dites industrielles (canne à sucre, vanille, plantes à parfum, aromatiques et médicinales)	13 270	44,5%	159	0,5%	23 171	55,2%	4 042	17,5%	192	1,0%
Légumes frais et tubercules	1 886	6,3%	7 980	24,6%	2 358	5,6%	1 954	8,5%	5 912	29,6%
Jachères	2 193	7,4%	2 000	6,2%	902	2,2%	3 400	14,8%	11 041	55,2%
Autres terres arables	313	1,1%	2 995	9,3%	2 239	5,3%	531	2,3%	106	0,5%
Vergers, bananeraies	3 181	10,7%	5 500	17,0%	2 876	6,9%	5 963	25,9%	2 727	13,6%
Surface toujours en herbe des exploitations (prairies permanentes)	8 961	30,1%	13 700	42,3%	10 321	24,6%	7 134	31,0%	21	0,1%

Source : D'après Agreste - Statistique agricole annuelle 2021.

Les cultures industrielles sont principalement tournées vers l'exportation. Leurs itinéraires techniques sont normés, en réponse aux contraintes posées par les acteurs aval des filières organisées dont ces cultures relèvent. Les exploitations sont en moyenne plus grandes que pour les productions horticoles, bien qu'elles soient petites en comparaison de grandes cultures en métropole. Par exemple, La Réunion compte 2 850 planteurs de canne pour 22 850 ha de surface, soit une surface moyenne de près de 8 ha par planteur, qui les place dans les 20% d'exploitations les plus grandes. La filière canne à sucre réunionnaise s'appuie sur un organisme de recherche et développement (R&D) dédié « eRcane », qui a développé et diffusé une dizaine de variétés adaptées aux conditions pédoclimatiques locales (dont certaines ont connu un succès international comme la variété R570) et qui propose également des travaux d'amélioration des techniques culturales. Du fait de cette forte structuration de la filière dans l'espace et de son homogénéité territoriale, la canne à sucre constitue un secteur assez uniforme en ce qui concerne l'utilisation des variétés et la mise en place de pratiques agricoles dans les territoires. En Martinique, on peut faire ce même constat avec la banane export. En 2020, les bananeraies d'exportation représentent 5953 ha soit 25,9% de la SAU. Avec 132 000 tonnes produites en 2021 (Agreste 2021), la Martinique reste le premier DROM producteur de banane d'export. Les exploitations sont principalement plantées avec la variété Cavendish, qui présente des caractéristiques de taille, de forme, de durée de mûrissement parfaitement calées avec le processus d'exportation, ce qui constitue un facteur de standardisation des pratiques.

7.2.1.2. De timides évolutions de diversification pour la fourniture de services écosystémiques

Il existe quelques usages de la diversité des couverts végétaux en cultures industrielles, qui font cependant encore figure d'exception.

Le borer ponctué, ou foreur des tiges, *Chilo sacchariphagus* (Bojer) (Lepidoptera : Crambidae) est un redoutable ravageur de la canne à sucre. Les chenilles se développent dans les tiges et creusent des galeries dans les entrenœuds, causant des perturbations de la croissance de la plante et des pertes de production significatives. A La Réunion, aucune technique de protection ne s'est révélée économiquement rentable, avant qu'une stratégie de diversification végétale ne soit développée, reposant sur le principe d'insérer, autour des parcelles de canne à sucre, des plantes d'*Erianthus arundinaceus*. Cette graminée, phylogénétiquement apparentée à la canne à sucre (Welker *et al.*, 2019), joue en effet le rôle de plante piège sans issue (dead-end trap plant) pour *C. sacchariphagus* : les chenilles sont incapables de se développer sur *E. arundinaceus*, alors que les femelles préfèrent y pondre leurs œufs plutôt que sur une variété de canne à sucre sensible (Nibouche *et al.*, 2012 et 2019). Une récente étude suggère que la confusion sensorielle entre les deux plantes, combinée à une différence sensorielle marginale orientant le choix d'un site de ponte, constitue un mécanisme pertinent de l'efficacité de cette plante piège (Jacob *et al.*, 2021). La technique est actuellement en train de se développer à grande échelle à La Réunion et *E. arundinaceus* peut être implantée en patchs à proximité des parcelles ou sous formes de bordures de parcelles (Figure 7-6). L'efficacité d'*E. arundinaceus* a amené les producteurs de canne à sucre de La Réunion à lui donner des appellations caractéristiques et parlantes : « cann-pièz », « kouzin de la canne », « beauté fatale pour le borer ». Concernant la banane export des Antilles, des travaux de recherche et développement nombreux ont démontré l'intérêt de pratiques telles que les plantes de couvertures, les jachères et les rotations de culture (Tixier *et al.*, 2011 ; Dorel *et al.*, 2011 ; Blazy, 2011) entre autres pour la gestion des adventices et la régulation des bioagresseurs nématodes et insectes. Cependant l'adoption de telles pratiques ne progresse que lentement. En 2011, selon Blazy (2011), 32% des planteurs guadeloupéens et 72% des martiniquais ne pratiquent pas de rotations et sont dans une logique de monoculture. Même aujourd'hui, l'usage de plantes de service relève encore souvent de l'expérimentation, comme par exemple dans le cadre des DEPHY ferme des programmes Ecophyto (par exemple, Vilna, 2020).

Figure 7-6. Modalités d'implantation de plantes d'E. arundinaceus dans les systèmes canniers à La Réunion.

1. Implantation en patches dans les zones non cultivées ; 2. Implantation en bordures de parcelles.

Source : Adapté de Chambre d'agriculture de La Réunion (2019).



7.2.2. Des systèmes traditionnels hérités de l'histoire et des systèmes plus récents reposant sur la diversification végétale

A l'autre extrême du gradient de diversification, les DROM offrent de nombreux exemples de systèmes de cultures ultra-diversifiés. Que ce soit dans des parcelles agricoles ou dans les jardins, le fonctionnement écologique de ces systèmes diversifiés est le même : il s'agit d'optimiser les interactions entre les différentes communautés végétales, animales et microbiennes des parties aériennes et du sol, afin d'établir et d'optimiser des équilibres biologiques et écologiques dans ces milieux cultivés, tout en favorisant la santé du sol (Deguine *et al.*, 2017). La diversification végétale, dans ou autour de ces systèmes induit aussi une augmentation de la biodiversité associée (Beillouin *et al.*, 2021).

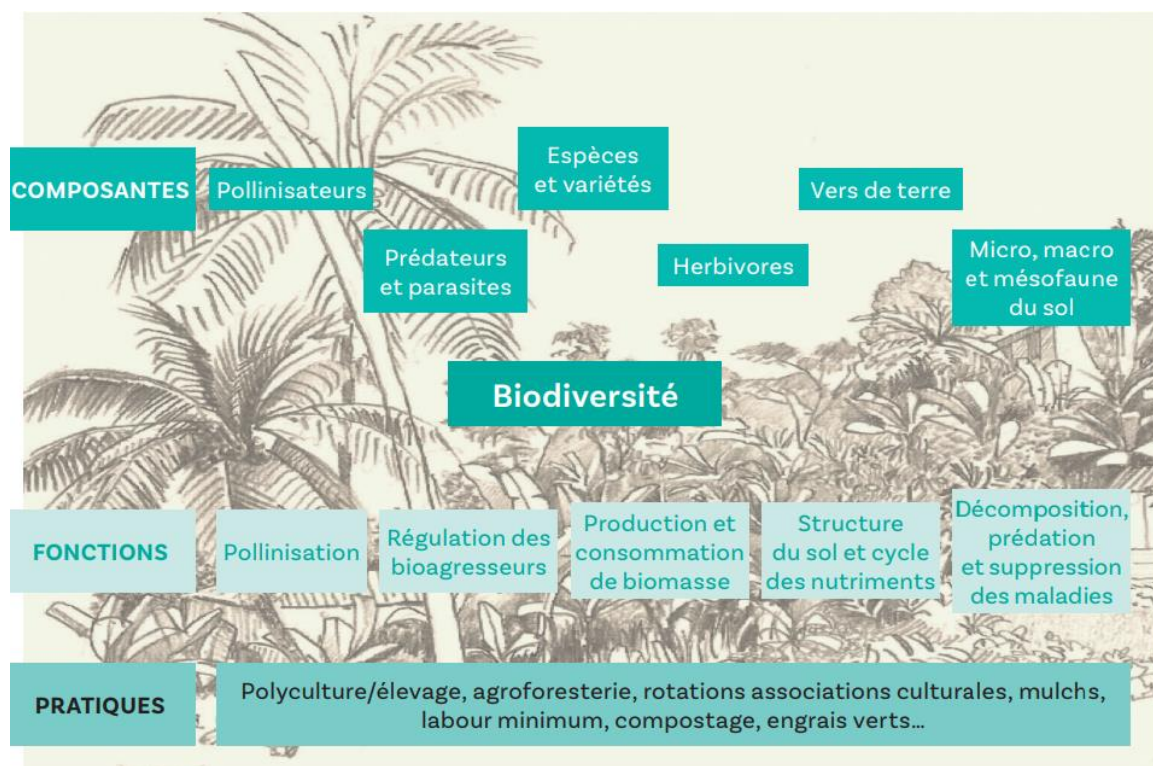
Les systèmes qui sont décrits ci-dessous (jardin créole, jardin solidaire, permaculture, systèmes bio ultra-diversifiés), sont très fréquemment rencontrés dans les milieux insulaires des DROM. Leur fonctionnement écologique commun repose sur une grande biodiversité, ce qui les rend particulièrement résilients vis-à-vis de bioagresseurs des cultures, qu'ils soient installés depuis longtemps ou invasifs depuis peu (Deguine *et al.*, 2019). Du fait de la grande diversité végétale, animale et microbienne, les frontières entre ces types de systèmes sont floues et poreuses ; les éléments permettant de les distinguer sont, outre les modèles auxquels les agriculteurs se réfèrent pour construire et gérer ces systèmes, le plus souvent la taille ou la disposition des planches ou des parcelles cultivées.

7.2.2.1. Le jardin créole

En France, le jardin créole est un système de culture qui est caractéristique des DROM. Il est basé sur une diversification végétale élevée (Figure 7-7) et il a su évoluer au fil du temps en s'appuyant sur les savoirs locaux, tout en intégrant des connaissances scientifiques. Le jardin créole est aujourd'hui un exemple traditionnel et démonstratif de milieux cultivés très diversifiés. Les travaux portant sur ces systèmes ultra-diversifiés les analysent comme des « modèles » à biodiversité renforcée (Deguine *et al.*, 2020).

Le jardin créole se décline sous des formes multiples. En effet, on retrouve dans chaque DROM des particularités ou des spécificités locales de ces jardins. À titre d'illustration, nous proposons ci-après quelques traits caractéristiques des jardins créoles observés aux Antilles, à La Réunion et à Mayotte.

Figure 7-7. La biodiversité, socle du fonctionnement du jardin créole. Identification des composantes, fonctions et pratiques opérant au sein de ces systèmes à biodiversité renforcée.



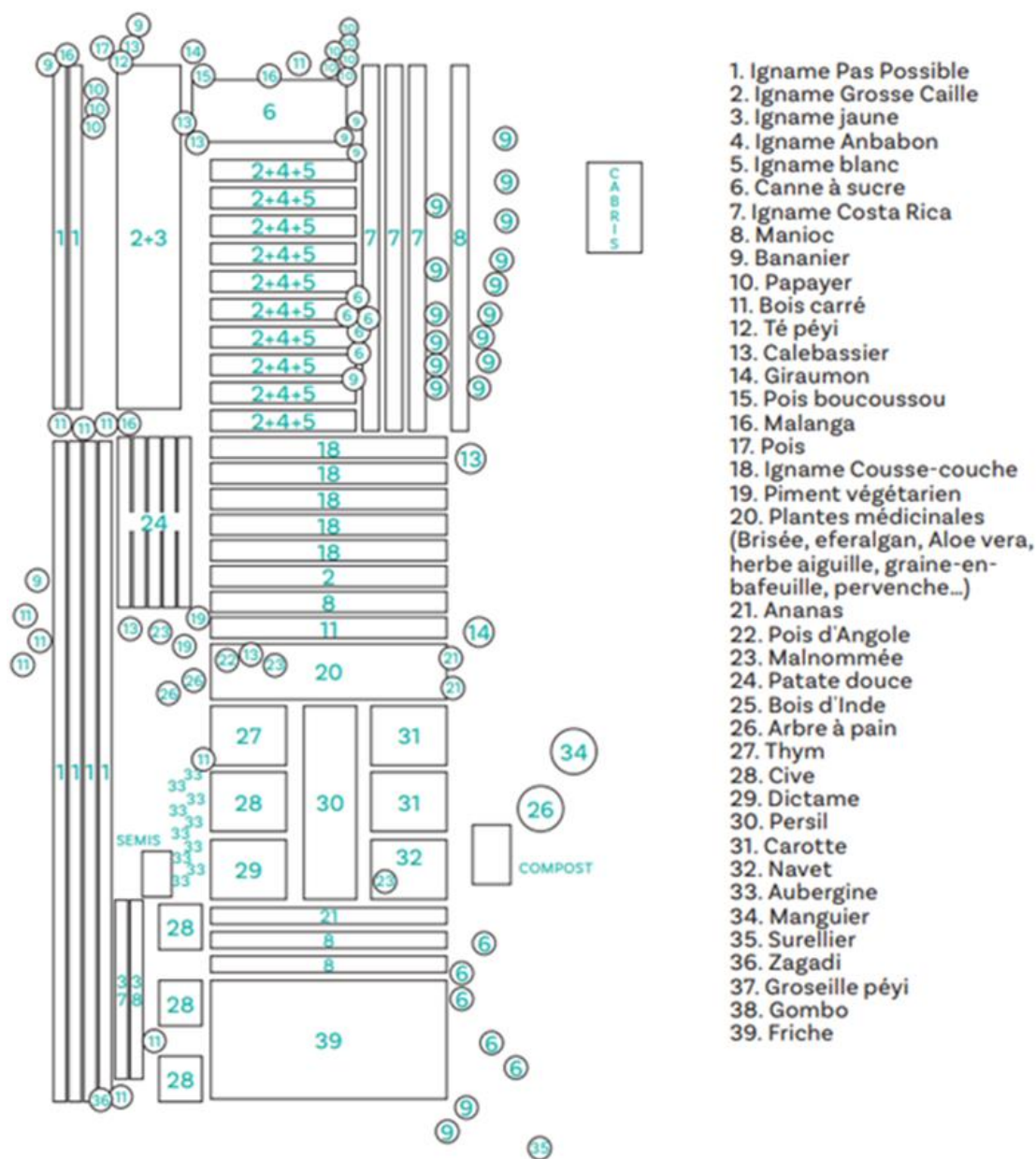
Source : Ozier-Lafontaine (2020).

Aux Antilles

La figure contemporaine des jardins créoles aux Antilles est le fait de petites exploitations à caractère familial agro-diversifiées (plus de 6 productions végétales et/ou animales), peu mécanisées, comprenant une part d'autoconsommation importante et mobilisant des pratiques agroécologiques (INRA, 2015). Elles participent à la préservation de l'identité culturelle (savoir-faire et maintien des variétés et races locales) et entretiennent des liens de solidarité forts entre individus (agriculture de proximité, mutualisation des moyens) et entre espaces (articulation urbain/rural).

Comme le souligne Ozier-Lafontaine (2020), « le jardin créole raconte une histoire. À la fois garde-manger, pharmacie, réservoir de biodiversité et de savoir-faire, il s'impose, par la diversité des espèces cultivées, la coexistence de différentes strates (des herbacées aux arbres) multifonctionnelles ». Fruit d'un syncrétisme de pratiques vernaculaires issues de confrontations entre civilisations (amérindiennes, africaines, européennes) et dépendant des conditions pédoclimatiques dans lesquelles il est conduit, on observe différents types de jardins créoles aux Antilles françaises mais l'agrobiodiversité en est la caractéristique principale. Comme le montrent des travaux menés en Guadeloupe (Chevalier, 2016 – Figure 7-8), ces systèmes peuvent associer un nombre d'espèces végétales allant de 20 à 123 sur des surfaces inférieures à 2 000 m². La petite échelle est présentée comme un facteur d'efficacité et de performance de ces systèmes permettant de mieux gérer la complexité végétale liée à la valorisation des régulations naturelles. Ces jardins organisent la diversité selon au moins deux modes : la multiplication des surfaces en monoculture et des surfaces en cultures associées. C'est une complexification de l'agroforesterie simple qui étage les cultures ; les associations pratiquées ont une base expérimentale, culturelle et historique, notamment quant aux fonctions attendues d'optimiser les interactions bioécologiques. Intégrant généralement un petit élevage, ces systèmes permettent le recyclage des flux de matières. Ces systèmes sont caractérisés par le non recours aux pesticides. La diversité d'espèces présentes dans le jardin a également pour effet de répartir les risques pour le producteur. Au-delà de la complexité végétale des systèmes, il y a aussi une complexité de gestion au quotidien, de décision des pratiques à mettre à œuvre, c'est-à-dire une complexité organisationnelle et décisionnelle pour le gestionnaire.

Figure 7-8. Représentation d'un jardin créole contemporain en Guadeloupe sur une surface intermédiaire (1750 m²). Coexistence de 38 espèces végétales, d'un espace en friche et d'un atelier animal (caprins).

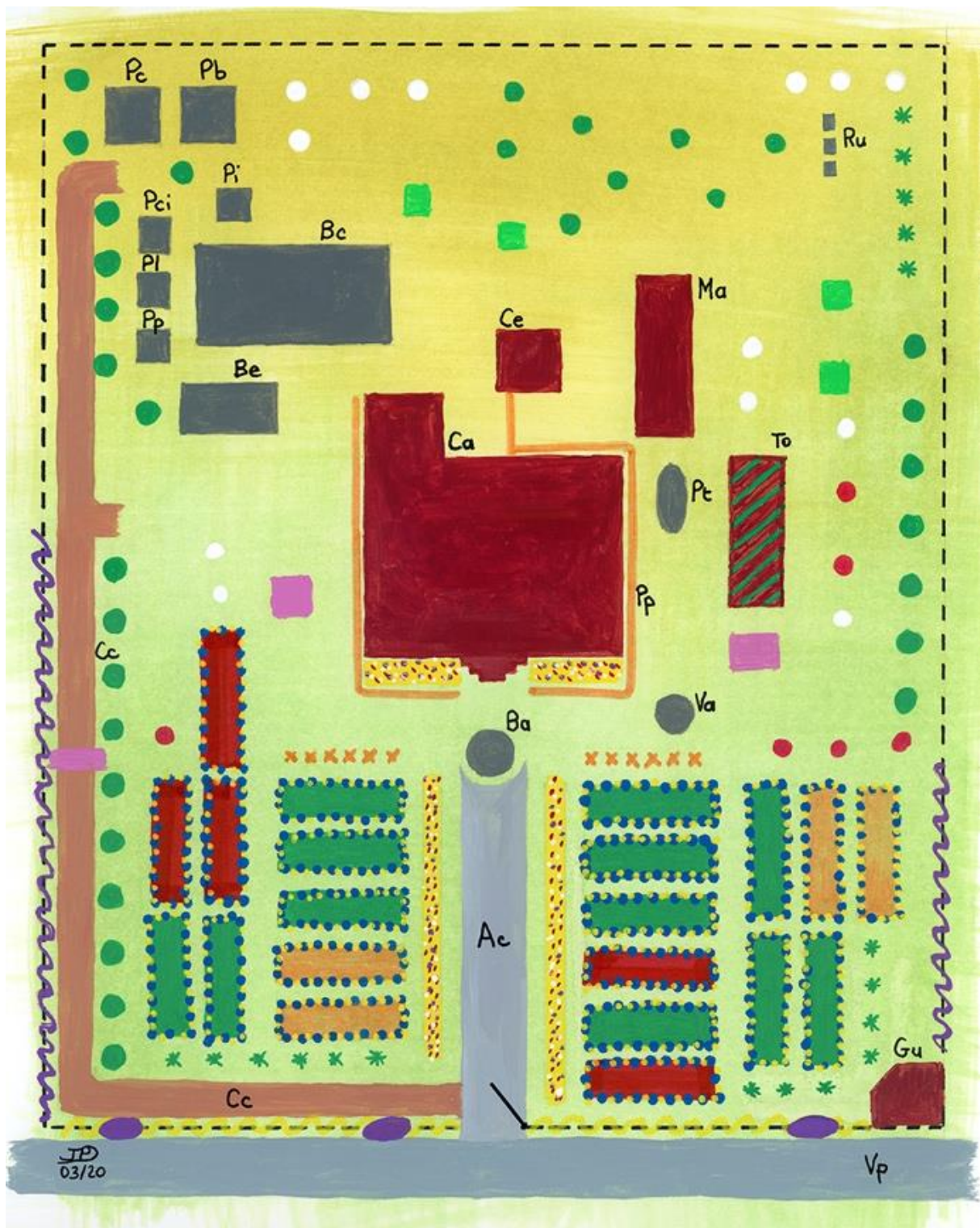


Source : Chevallier (2016) cité par Ozier-Lafontaine (2020).

A La Réunion

La Figure 7-9 représente un jardin réunionnais (de type « la Kour » en créole réunionnais). Le jardin créole à La Réunion a gardé, durant plus de trois siècles, la même organisation, avec comme principe directeur une grande diversité cultivée et planifiée, ainsi qu'un sens de l'esthétique. On y trouve en effet, côte à côte, dans un désordre organisé et coloré, des arbres ou arbustes fruitiers, des légumes, des plantes médicinales, de nombreux massifs fleuris. Les fleurs sont là bien sûr pour des raisons esthétiques, pour embellir la proximité de la case, mais aussi pour abriter des insectes pollinisateurs, voire des insectes parasitoïdes. Comme pour les autres jardins créoles, le jardin créole réunionnais est resté un véritable modèle pour la diversification des agroécosystèmes, trop souvent devenus des systèmes uniformisés et des monocultures pendant la Révolution verte.

Figure 7-9. Jardin réunionnais d'hier et d'aujourd'hui (d'après Zalan, souvenirs d'enfance)



Dessin : Jean-Philippe Deguine. Reproduit de Deguine *et al.* (2020), avec l'aimable autorisation de l'éditeur.

Légende :

Zones de vie ou de circulation :

Habitations et lieux de détente : case (Ca), cuisine extérieure (Ce), guétali (Gu), magasin (Ma) ou abri de jardin, tonnelle (To)



Voies de circulation : voie publique (Vp), allée centrale (Ac), chemin carrossable (Cc), passage piétonnier (Pp)

Plantes ou zones d'agrément :

Bandes fleuries diversifiées : agapanthe, canna, conflore, dahlia, oeillet malbar, pensée, mauve, pervenche, rosier, zinnia, etc.



Plantes protégées ou abritées sous tonnelle : anthurium, capillaire, fleurs d'ombre, fougère, liane la fête, orchidée, pluie d'or, etc.



Lianes fleuries ou fleurs sur grillage : liane antigone, liane aurore, lierre, pluie d'or, etc.



Bordures de planches : herbe corail, muguet péi, pensée, etc.



Plantes partage : arbres fruitiers, buis (« rameau »), caloupilé, mouroungue, etc.



Treilles : calebasse, cambarre, chouchou, fruit de la passion, liane antigone, liane aurore, pomme en l'air, raisin, etc.

Plantes de production :

Planches de légumes en terre ou avec tuteur (plantes en mélange, en association, en alternance, en relais, etc.) : ail, antaque, arrow root (rouroute), betterave rouge, brèdes, carotte, chou, citrouille, concombre, conflore, curcuma, gingembre, haricot, maïs, manioc, mouroungue, oignon, patole, piment, pois, radis, salade, tomate, voème, etc.



Planches de fruits rouges : bissap (oseille de Guinée), fraise, framboise, myrtille, etc.



Plantes aromatiques ou médicinales : ayapana, persil, romarin, thym, verveine, etc.



Plants de citronnelle ou de vetiver



Touffes ou petits carreaux : canne à sucre, maïs, manioc, touffe figue, etc.



Lianes sur grillage : margoze, pois carré, etc.



Petits arbres, arbustes : ambérique, ambrevade, antaque, atte, bambou, bibasse, bilimbi, cacaoyer, caféier, calebasse, carambole, cerise à côtés, cerise du Brésil, corossol, dattier, girimbelle, goyavier, jujubier, mûrier, papayer, petits agrumes, sagoutier, tomate arbuste, vacoa, voème, etc.



Arbustes à vocation médicinale, esthétique ou aromatique : caloupilé, camélia, hibiscus, laurier, porcher, quatre épices, ravinesara, verveine-citronnelle, etc.



Grands arbres : arbre à pain, avocatier, cocotier, évi, agrumes, jacquier, litchi, longani, manguier, palmier, sapotier, etc.



Palmistes

Zones et animaux d'agrément ou de production :

Basse-cour (Bc) : poule, canard, oie, pintade, etc.

Bassin d'agrément (Ba) : carpe chinoise, guppy, plantes aquatiques, poissons d'aquarium, etc.

Bassin d'élevage (Be) : tilapia, etc.

« Parcs » petits animaux : parc cochon d'Inde (Pci), parc lapin (Pl), parc poule (Pp), parc tortue (Pt), etc.

« Parcs » grands animaux : parc bœuf (Pb), parc cabri, parc cochon (Pc), etc.

Pigeonnier (Pi)

Le jardin créole est également un bel exemple d'intégration entre des activités touchant aux végétaux et aux animaux. Comme on peut le voir sur la Figure 7-9, de nombreux animaux sont en effet associés au jardin créole, avec des apports et des retombées très complémentaires. Ce modèle d'association entre végétaux et animaux, représente également un modèle d'intégration agriculture-élevage, par les fonctions mobilisées cette intégration (mitigation micro-climatique, transfert de fertilité, mitigation des risques, etc.), notamment pour les exploitations de petite taille et pour les systèmes agricoles caractérisés par une trop grande segmentation des productions.

Par ailleurs, l'absence d'utilisation de pesticides dans les jardins favorise le développement d'une faune abondante et diverse d'insectes, d'arthropodes, de mammifères, de reptiles ou d'oiseaux. De telles constatations ont d'ailleurs été observées également dans les autres systèmes cultivés ultra-diversifiés dont il est question dans cette partie, où, par exemple, on relève des populations significatives des « endormis » (caméléons), symboles de l'île de La Réunion et par ailleurs prédateurs efficaces des Mouches des fruits.

A Mayotte¹⁷

Le jardin mahorais est un système multistrates, multiproductions, multifonctionnel (Figure 7-10). Il est géré sans apports d'intrants chimiques, à l'instar du jardin créole, (Marzin *et al.*, 2021), puisque sa grande biodiversité facilite l'autorégulation des maladies et ravageurs et le maintien de la fertilité du sol. Ce système ancien couvrant environ 90% des surfaces cultivées de Mayotte, est appelé également agroforêt à cause de la présence plus ou moins abondante d'arbres (> 50/ha) (DAAF Mayotte, 2018a, 2018b, 2016). Le jardin mahorais se rapproche d'ailleurs des modèles d'agroforesterie. Les jardins situés au pourtour des réserves forestières et sur les fortes pentes ont un couvert arboré généralement dense, associé à des cultures sous-jacentes préférant l'ombre (vanille, poivre, gingembre, curcuma, igname, etc.). Ailleurs, ce couvert est, plutôt clairsemé, plus fréquemment associé à des espèces nécessitant de la lumière : manioc, bananes, cultures maraîchères, ananas, agrumes, etc. Sont omniprésents certains arbres tels que les manguiers, les jacquiers, les cocotiers, et d'autres plantes comme le bananier et le manioc.

Figure 7-10. Jardin créole à Mayotte : une diversification végétale élevée intégrant une structure étagée des couverts.

Source : Marzin *et al.* (2021).



¹⁷ La rédaction des éléments d'analyses sur le jardin mahorais est en partie extraite de Marzin *et al.* (2021) et a été produite par J. Huat (Cirad) au titre de son expertise sur Mayotte. Des reformulations ont été introduites par les auteurs du présent chapitre qui en assument les éventuelles erreurs ou omissions.

Ce type de système offre une grande biodiversité végétale, avec une cinquantaine d'espèces cultivées et non cultivées (Rey, 2019). Le jardin mahorais, de par sa biodiversité, permet ainsi une alimentation variée tout au long de l'année et contribue à l'autosuffisance alimentaire et à l'équilibre nutritionnel, *via* l'apport de nutriments et de vitamines au travers notamment des productions horticoles. C'est aussi un art de vivre où le producteur, sa famille et leurs amis aiment se ressourcer à la campagne, cultiver les fruits et légumes de leur jardin, les récolter, les consommer et les partager.

Plus généralement, le couvert permanent du sol est aussi un atout de ce système de production puisqu'il limite l'érosion. La présence d'arbres et d'humus l'enrichit. Ce système agit aussi positivement sur le cycle de l'eau et la séquestration de carbone.

Depuis que Mayotte est RUP, le jardin mahorais bénéficie des aides du POSEI et ICHN (Tableau 7-3) : environ 2500 ha au total en 2020 pour moins de 2,9 millions d'euros, soit 1790 €/ha en moyenne. 80 % des aides relèvent du premier pilier.

Tableau 7-3. Évolution des aides destinées au jardin mahorais issues du programme de développement rural (2014-2020)

		2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020prev
POSEI (1er pilier)	a	1 608 885 €	1 678 134 €	1 988 209 €	1 932 693 €	2 100 223 €	2 186 526 €	2 300 574 €
ICHN (2e pilier)	b	- €	19 014 €	470 738 €	462 343 €	517 931 €	553 416 €	590 695 €
Nombre de dossiers	c	1 192	1 211	1 472	1 414	1 546	1 542	1 614
Surface aidée (ha)	d	1 704	1 868	2 209	2 126	2 412	2 434	2 494
Surface moyenne (ha)	e=d/c	1.43	1.54	1.50	1.50	1.56	1.58	1.55
Aide moyenne	f=(a+b)/c	1 350 €	1 401 €	1 670 €	1 694 €	1 694 €	1 777 €	1 791 €

Source : Marzin *et al.* (2021).

Le réseau AgriRéférents comprenant une centaine d'agriculteurs volontaires a été mis en place par la DAAF en 2017 pour collecter des données de production, mais l'analyse des données est encore partielle. La surface moyenne par exploitant est de 2,3 ha, bien supérieure aux 0,45 ha/exploitant du RGA 2010. L'étude du Cirad (Rey, 2019), basée sur des enquêtes et observations agronomiques détaillées dans un échantillon restreint de 7 exploitants du réseau AgriRéférents totalisant 16 parcelles, a montré que l'autoconsommation y varie de 15 à 50%. Les valeurs de la production calculée montrent une grande variabilité de 13 300 à 39 700 €/ha/an. En retranchant à ces valeurs calculées la valeur des vols et pertes, la variation oscille entre 5 330 à 38 210 €/ha/an. Enfin, en décomptant l'autoconsommation et les dons, on obtient la valeur de la production mise en marché de 1 250 à 22 000 €/ha/an.

En conclusion, même s'ils ne sont pas identiques et qu'ils présentent chacun des spécificités, les différents jardins créoles observés dans les DROM partagent des bases communes. La littérature scientifique sur le jardin créole en tant que modèle agroécologique à biodiversité renforcée reste encore insuffisante et les données disponibles (référencements technico-économiques par exemple) demeurent lacunaires et partielles. Peu d'études ont en effet été réalisées jusqu'ici (et notamment à Mayotte) pour bien comprendre le fonctionnement de ce système ultra-diversifié, en évaluer les performances agro-économiques, sociales et environnementales, et tous les services rendus. Une meilleure connaissance de ces systèmes, de la diversité des formes qu'ils recouvrent et des trajectoires des exploitations qui s'en réclament, contribuerait à mieux définir les marges de manœuvre existant pour en accroître les performances écologiques et agronomiques et adapter les dispositifs d'aides pour une meilleure rémunération des services écosystémiques que ces systèmes fournissent au territoire.

7.2.2.2. Le jardin en ville

Les jardins en ville sont assez récents et ont comme origine la volonté de promouvoir la cohésion sociale dans les milieux urbains. Ils sont devenus des exemples remarquables et réussis d'agroécologie appliquée, basés sur la diversité des plantes cultivées et entretenues. A La Réunion, depuis les années 2010, des associations, encouragées par les pouvoirs publics, ont contribué à implanter des jardins en ville. On en trouve sur toute l'île.

Qu'ils s'appellent jardins familiaux, jardins solidaires ou jardins communautaires, tous ont les mêmes ambitions : permettre aux habitants de mieux se nourrir, avec une production saine et de qualité, favoriser des échanges de services et le partage de connaissances, dont celui de mieux connaître les interactions positives entre les plantes présentes dans le jardin, sensibiliser les plus jeunes aux vertus des circuits courts et du développement durable.

On retrouve dans ces jardins urbains l'esthétique et la diversité traditionnelle du jardin créole réunionnais, ainsi que les bases conceptuelles de l'agroécologie, de la permaculture ou de l'Agriculture Biologique. Des légumes et des fleurs cohabitent avec des plantes aromatiques et des arbres : la biodiversité végétale et la santé du sol sont, là-encore, les axes directeurs de cette façon de cultiver.

La Figure 7-11 représente la diversité végétale dans le jardin familial de La Cayenne, à Saint-Pierre. Niché entre les logements sociaux du quartier de Ravine Blanche, ce jardin permet aux habitants de sortir de chez eux et de se rencontrer autour d'une activité utile et conviviale. Mis en place avec l'aide de l'AREP (Association Réunionnaise d'Education Populaire), soutenu par les services de l'Etat et des collectivités locales, inauguré en avril 2019, ce jardin communautaire a aussi une ambition pédagogique : il offre à celles et ceux qui y viennent, l'occasion de se souvenir, de réapprendre, de se réapproprier des gestes anciens, des savoir-faire, qui ont été transmis sans doute par les parents, mais oubliés avec l'évolution des modes de vie liée à l'urbanisation. Ce jardin est aussi un lieu fréquenté par les élèves des écoles voisines qui y ont un espace de travail réservé et qui auront ainsi l'occasion de s'approprier une culture de préservation et de promotion de la biodiversité. Finalement, ce type de jardin est pour tous, un lieu de culture, un lieu qui nourrit, un lieu de production alimentaire et de valorisation des individus.

Figure 7-11. Jardin familial de La Cayenne, à Saint-Pierre (La Réunion)



Photo : J.-P. Deguine

7.2.2.3. La permaculture

Si elle n'est pas nouvelle ni spécifique des milieux dromiens, la permaculture connaît un fort regain d'intérêt et a la particularité de concerner aussi bien les habitants des villes que les habitants des campagnes. La permaculture partage beaucoup de principes de l'agroécologie. Dans la permaculture, la place de l'Humain est renforcée par rapport au milieu agricole. Ici, on intensifie les interactions entre les communautés végétales, animales et microbiennes sur de petites surfaces (à côté de la « Kaz », dans le « Zardin » ou dans une parcelle

voisine). Le but n'est pas de produire le maximum, l'objectif est de reproduire les processus écologiques des systèmes naturels et durables et d'en partager les principes de durabilité et de productivité avec le plus grand nombre. La permaculture veille à ce que les espaces cultivés s'intègrent harmonieusement aux espaces naturels existants. On retrouve fréquemment en permaculture d'innombrables et d'originales pratiques de diversification végétale ou d'utilisation de cette biodiversité : des associations de cultures, des cultures en buttes et en étages, du paillage et du compostage, l'insertion d'arbres, l'utilisation de bois raméal fragmenté, des mandalas colorés de plantes associées, etc. (Figure 7-12).

Figure 7-12. Carreau de permaculture chez un habitant de Saint-Philippe (La Réunion)



Photo : J.-P. Deguine

Il est fréquent d'observer des mares ou des rus, à proximité des plantes cultivées, permettant de faire naître et d'optimiser des interactions entre les communautés liées à ces milieux aquatiques et les communautés « terrestres », ce qui bonifie le fonctionnement écologique de ces systèmes permacoles (Ferguson et Lowell, 2014). Le non labour du sol est une autre caractéristique essentielle de la permaculture : il s'inspire du fonctionnement des forêts et préserve les communautés animales et microbiennes du sol, comme les populations de vers de terre qui jouent un rôle majeur dans la structure, la santé, la composition et le fonctionnement du sol.

7.2.2.4. Des systèmes ultra-diversifiés en Agriculture Biologique

Nous mentionnons les systèmes en AB ultra-diversifiés car ils se rapprochent des autres systèmes décrits précédemment. En premier lieu, il convient de préciser de quels systèmes « bio » on parle ici. La majorité des systèmes AB sont diversifiés et mobilisent des leviers agroécologiques, même si dans certains cas, on peut retrouver des biopesticides ou encore des cultures sous abris parfois exemptes d'interactions avec les communautés du milieu environnant. Les nombreux systèmes « bio » reposent sur l'esprit et la philosophie des principes de l'Agriculture biologique, notamment la biodiversité et la santé du sol. Dans ces systèmes, on retrouve les mêmes caractéristiques de diversification végétale que dans les systèmes décrits précédemment. Souvent développés sur des surfaces plus importantes qu'en permaculture ou que dans les jardins, ces systèmes utilisent en plus de la diversification intraparcélaire, la diversification des parcelles cultivées, souvent de petite taille, et savamment juxtaposées et intégrées entre elles. Dans ces conditions, la diversification végétale concerne aussi bien la parcelle que l'exploitation (Figure 7-13).

Figure 7-13. Bandes maraîchères dans une exploitation « bio » de Petite-Île (La Réunion)

Photo : D. Vincenot



Le plus souvent, la protection de l'ensemble de ces systèmes diversifiés contre les bioagresseurs des cultures, s'appuie sur la lutte biologique par conservation, qui valorise et développe les habitats des auxiliaires des cultures ou des ennemis naturels des ravageurs. Ces habitats peuvent en effet constituer une ressource alimentaire alternative en proies ou hôtes alternatifs, notamment lorsque les ravageurs sont moins nombreux dans les jardins ; ces habitats constituent également des refuges pour cette faune (ombre, microclimat en conditions climatiques particulières, passage des saisons défavorables, protection contre les ennemis des auxiliaires).

7.2.3. Des systèmes de production horticole à la base de la diversification paysagère

7.2.3.1. Une myriade d'exploitations horticoles de petite taille

A La Réunion, si on exclut la canne et l'élevage, l'ensemble du reste des productions, c'est-à-dire incluant toutes les productions végétales représentent 12 500 hectares, dont 5 500 chez des particuliers non exploitants (Agreste La Réunion, 2019). Les exploitations de fruits et légumes couvrent 5 000 ha et appartiennent à environ 2 600 producteurs (Agreste La Réunion, 2019) et se destinent au marché intérieur. La Martinique partage ces caractéristiques avec un peu moins de 2000 ha soit 8,5% de la surface agricole utile occupés par des cultures légumières, fruitières et ornementales (à l'exclusion de la banane qui est comptée comme culture industrielle d'exportation) (Agreste, 2021). Dans ces deux départements, les exploitations horticoles sont donc, en moyenne, petites (moins de 2 ha). Dans les deux cas également, les filières horticoles sont peu organisées. A la Réunion, seulement 600 exploitants sont affiliés à une des 10 organisations de producteurs du territoire (Agreste La Réunion, 2019). La vente directe et la vente sur les marchés ou les bords de route est encore très présente.

Dans les DROM, le climat tropical à subtropical et l'hétérogénéité topographique autorisent une très grande diversité de cultures, même au sein d'une exploitation. Par exemple, en Martinique, la DAAF observe que les exploitations ne sont pas spécialisées et développent 3 à 4 productions différentes. Les seules exploitations spécialisées concernent la production de melon. Dans tous les territoires, les exploitations horticoles se répartissent le long d'un gradient d'itinéraires techniques, de très conventionnels (avec des parcelles monoculturelles, des traitements phytosanitaires etc...) à très écologisés (avec de la diversité intra-parcellaire, des haies, des bandes enherbées...). Mais elles ont souvent en commun une histoire, nombre d'entre elles ayant été installées lors de la réforme foncière, et un fonctionnement familial et indépendant (Agreste La Réunion, 2019). Cette histoire récente et ce fonctionnement basé sur les choix individuels des exploitants ont ainsi installé un paysage agricole composé d'une myriade de petites parcelles agricoles, diverses dans leur composition. L'encadré 7-2 présente de façon détaillée le cas des agrumes de la Réunion, qui est emblématique de la situation de ces cultures dites de diversification alimentaire, et de leurs conséquences sur la structure du paysage agricole.

Encadré 7-2. Les agrumes de La Réunion

La situation des agrumes est assez représentative des cultures horticoles des DROM. La filière agrumicole réunionnaise, bien qu'associée à une forte valeur patrimoniale, ne représente que 250 à 300 hectares de vergers. Si les premières descriptions d'agrumes à La Réunion datent de la fin du XVIII^{ème} siècle, l'exploitation des agrumes sous forme de vergers (et non en jardins créoles) est récente par comparaison à la canne à sucre et a vraiment commencé dans la deuxième moitié du XX^{ème} siècle avec la réforme foncière.

La filière est peu structurée. Malgré la mise en place de politiques incitatives à partir des années 2000, les organisations professionnelles ne représentent que 10 % de la superficie totale d'agrumes de l'île (Dupré *et al.*, 2017), contre 81% en Corse par exemple. La filière est principalement orientée vers la consommation locale, notamment du fait de règles de quarantaine qui interdisent l'exportation des agrumes vers l'Europe. Les agrumes sont typiquement cultivés selon un mode d'agriculture familiale, dans des exploitations de petite taille en polyculture. Les exploitants se revendiquant comme principalement agrumiculteurs représentent une minorité des surfaces cultivées : la DAAF Réunion estimait la surface de vergers à 74 ha en 2016. Une majorité de vergers est donc distribuée au sein d'exploitations dont ils ne constituent pas la culture principale. Pour ces exploitants, la culture des agrumes est souvent considérée comme une culture de rente, qui fournit un revenu relativement stable avec une faible technicité et un faible besoin de main d'œuvre.

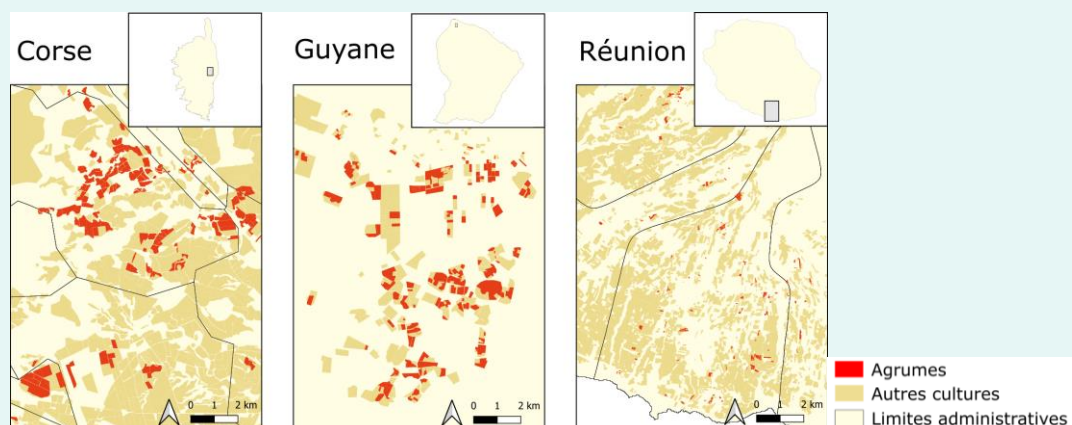
L'agrumiculture réunionnaise est diversifiée à plusieurs titres. Tout d'abord on compte plus de 25 espèces et variétés d'agrumes. Les principaux agrumes cultivés sont les mandarines (*Citrus reticulata* Blanco), les oranges (*Citrus sinensis* (L.) Osb.) et les citrons (*Citrus limon* (L.) Burm), les combavas (*Citrus hystrix* DC.) et les limes (*Citrus aurantiifolia* (Christm.) Swing. et *Citrus latifolia* Tanaka). La plupart des exploitations combinent plusieurs espèces et variétés d'agrumes. Certains agriculteurs sont engagés dans des démarches de transition agroécologique et pratiquent des cultures mixtes avec des inter-rangs enherbés (par exemple, agrumes-songes ou agrumes-papayes) mais cette pratique reste minoritaire. Il existe par contre de façon très courante une diversité intra-parcellaire un peu fortuite, les agriculteurs appréciant de tester différentes variétés dans un verger, soit en plantant quelques rangs de chacune d'elles dès la plantation, soit en remplaçant des arbres morts par de nouvelles variétés.

De plus, le paysage agrumicole présente une importante hétérogénéité de configuration (Figure 1). Les vergers ont une taille moyenne de 0,4 hectares et plus de 90 % des vergers font moins d'un hectare. Par opposition la surface moyenne des vergers d'agrumes en France était de 8,81 ha en 2013 (9,21 ha en Corse ; Agreste Corse, 2013). Les vergers se répartissent de façon très dispersée dans l'île, avec néanmoins une prééminence des régions sud (Petite Ile Saint-Pierre, Le Tampon), ouest (Saint-Paul) et Salazie.

Les agrumes sont donc, à La Réunion, une culture diversifiée, mais cette diversification ne résulte majoritairement pas d'une volonté d'écologiser l'agriculture, ni même de réguler les bioagresseurs. Les vergers de La Réunion ne sont pas exempts de problèmes sanitaires. Le chancre citrique causé par la bactérie aérienne *Xanthomonas citri* pv. *citri* et la tristeza causée par le virus CTV y sont endémiques, sans fortes répercussions sur l'économie de la filière, alors que ces maladies sont considérées comme des problèmes extrêmement sérieux dans des cultures plus industrielles au Brésil, en Floride ou en Europe. Deux hypothèses peuvent expliquer cette différence d'appréciation : le niveau productif visé à La Réunion qui rend les dégâts acceptables, la diversité variétale des vergers d'agrumes à La Réunion qui limite les effets de ces maladies et donc les dégâts. Le Huanglongbing, une maladie bactérienne causée par *Ca. Liberibacter asiaticus*, considérée comme la pire contrainte sanitaire sur les agrumes dans le monde (Gottwald *et al.*, 2007) y a été éradiquée avec succès dans les années 1980. Elle réémerge depuis 2015 mais la situation n'est pas encore hors de contrôle. On ne connaît cependant pas précisément la contribution de la structure du parcellaire agrumicole à cette sévérité modérée des principales contraintes sanitaires des agrumes.

Figure 1. Structure comparée du paysage agrumicole dans trois territoires français.

La taille et la répartition spatiale des vergers d'agrumes (en rouge) diffèrent fortement entre territoires (ici représentés à la même échelle). En Corse et en Guyane, les vergers sont bien plus grands et bien plus proches les uns des autres qu'à La Réunion.



Données : Registre Parcellaire Graphique 2021

7.2.3.2. Des expériences de protection agroécologique des cultures s'appuyant sur la diversification végétale à La Réunion

La protection agroécologique des cultures (PAEC) est un concept de protection des cultures reposant sur un raisonnement écologique du fonctionnement durable des agroécosystèmes et elle s'appuie sur trois principaux piliers : les mesures préventives, la biodiversité et la santé du sol (Deguine *et al.*, 2023). Depuis la fin des années 2000, ces principes de la PAEC ont été confrontés aux réalités du terrain à La Réunion sur des cultures maraîchères (Cucurbitacées : chou chou, courgette, citrouille) et fruitières (mangue). Ces expériences en milieu producteur, qui se sont appuyées sur des projets de recherche & développement (Gamour¹⁸, Biophyto¹⁹), ont réuni de nombreux partenaires de la profession agricole et ont placé les producteurs au centre du dispositif.

Plusieurs techniques de diversification végétale ont été co-conçues entre les partenaires de ces projets, proposées et mises en place dans les parcelles agricoles : couverture végétale permanente du sol *via* un enherbement spontané dans les parcelles de chou chou sous treille ou dans les inter-rangs des vergers de manguiers (Figure 7-14a) servant d'abris pour des prédateurs généralistes et réduisant le développement de certains ravageurs ; plantes pièges pour les ravageurs (exemple des Mouches des fruits) en cultures de cucurbitacées de plein champ à cycle court et en vergers de manguiers (Figure 7-14b) ; bandes fleuries en vergers de manguiers servant d'habitats favorables aux insectes pollinisateurs et parasitoïdes (Figure 7-14c) ; plantes refuges (par exemple pois d'Angole) pour les arthropodes utiles et les ennemis naturels des ravageurs en vergers de manguiers. D'autres mesures agroécologiques (arrêt des traitements insecticides et herbicides, prophylaxie, réduction de la fertilisation minérale au profit des amendements organiques) ont accompagné ces mesures de diversification végétale.

¹⁸ <http://gamour.cirad.fr/site>

¹⁹ www.agriculture-biodiversite-oi.org/Biophyto

Figure 7-14a. Enherbement spontané dans un verger de manguiers en floraison à Saint-Gilles (La Réunion)



Photo : J.-P. Deguine

Figure 7-14b. Bordures de maïs disposées autour d'une parcelle de courgette à Piton Bloc (La Réunion) et servant de plantes pièges pour les Mouches des cucurbitacées



Photo : J.-P. Deguine

Figure 7-14c. Bandes fleuries dans un verger de manguiers à Grands Fonds (La Réunion)

Photo : C Sanchis

Les résultats de ces expériences sont largement relatés et se sont montrés très encourageants, notamment sur les plans technique, socio-économique, environnemental et écologique (Deguine *et al.*, 2015, 2018, 2019). Ils présentent un intérêt générique évident pour d'autres expériences dans le futur ou dans d'autres conditions. Des réflexions sur les déterminants de l'adoption de ces techniques co-conçues sont présentées plus loin (section 7.3.3).

7.2.4. Conclusion

Les DROM sont encore aujourd'hui soumis à des forces socio-économiques qui tendent à pérenniser des monocultures d'exportation. Cependant, ils offrent des paysages agricoles d'une diversité peu égalée ailleurs. D'abord, ils abritent de manière significative différentes formes de systèmes ultra-diversifiés, qui sont des modèles d'utilisation des principes de l'agroécologie pour la protection des cultures (jardins créoles, jardins en ville, permaculture, agriculture biologique). De plus, l'ensemble des cultures les plus communes (horticoles notamment) bâtissent un paysage hétérogène à petite échelle, basé sur des parcelles de petite taille et organisées au sein d'exploitations majoritairement en polyculture. Ces cultures, horticoles notamment (fruitières et maraîchères) contribuent à la diversification végétale du paysage. Par ailleurs, à La Réunion et ailleurs, certaines anciennes cultures de plantation sont aujourd'hui cultivées dans des formes d'agricultures vertueuses, basées sur les principes de l'agroécologie : c'est par exemple le cas du café, du thé et de la vanille. Ces trois cultures répondent à des marchés de niche à forte valeur ajoutée, ce qui leur permet de ne pas dépendre d'une intensification à outrance.

Tous ces éléments concourent à montrer que les DROM sont des laboratoires de diversification végétale. C'est le cas pour des systèmes de culture très diversifiés qu'on ne retrouve pas sur le territoire hexagonal (jardins créoles). De plus, l'agriculture des DROM est caractérisée, à côté des monocultures de plantation, par une forte

hétérogénéité du paysage agricole. Cette hétérogénéité n'a pas été conçue pour la protection des cultures et il serait trop réducteur de la considérer comme un simple héritage de l'histoire. Il serait pertinent de mesurer sa contribution dans la capacité des agricultures ultramarines à résister aux aléas climatiques et aux bio-agresseurs et, ainsi, à offrir aux populations locales la possibilité d'une plus grande autonomie alimentaire. Enfin, il apparaît nécessaire de considérer que certaines caractéristiques de la diversification végétale de l'agriculture ultramarine qui ont été décrites ici méritent d'être étudiées de manière plus approfondie, afin d'identifier de possibles adaptations à l'agriculture métropolitaine.

Par ailleurs, si cette deuxième section présente les concepts mobilisés et les approches suivies en fournissant des éléments d'interprétation de la pertinence de ces systèmes en tant que modèles d'écologisation valorisant la diversification végétale, il convient d'apporter deux limites : (i) l'accent est ici mis sur les effets de cette diversification végétale sur la régulation des bioagresseurs des cultures ; (ii) l'écologisation dont il est question ici ne se réduit pas au seul levier de la diversification.

7.3. Quelle trajectoire d'évolution des systèmes de production dans le cadre de la transition agroécologique ?

Dans la troisième section, une analyse des principaux freins au développement ou au renforcement de ces systèmes de production diversifiés alternatifs est proposée. Elle tente l'identification de différentes clés de déverrouillage.

Nous avons démontré précédemment que la diversification végétale relevait de pratiques largement diffusées dans les DROM. Toutefois, les systèmes qui intègrent la diversification sont contrastés. Il existe donc une forte hétérogénéité spatiale et temporelle de ces systèmes de production diversifiés qui contribuent à l'écologisation des paysages agricoles. Les aspirations sociétales (prise de conscience des limites des systèmes conventionnels, évolution des cadres institutionnels visant à promouvoir l'écologisation des systèmes de production, demande pour des produits issus de systèmes alternatifs etc.) invitent à entretenir, voire développer, les systèmes diversifiés. Par ailleurs, les expériences conduites dans les DROM montrent que la diversification est un moyen efficace de protéger les cultures contre les bioagresseurs (Deguine *et al.*, 2017) et apparaît à ce titre comme une voie probante de mise en œuvre des principes agroécologiques (Altieri, 1996 d'après Reintjes *et al.*, 1992). Ceci est en particulier observé dans la production vivrière. La question soulevée dans cette section est de savoir si cette voie d'écologisation des systèmes de production peut se renforcer dans les DROM. Des marges de manœuvre existent-elles ? En corollaire de cette question, émerge celle de la caractérisation des innovations nécessaires et de leur diffusion. Il s'agit alors d'explorer les freins et les leviers permettant une généralisation des pratiques de diversification végétale. Dans quels systèmes de production la diversification des cultures peut-elle se diffuser davantage ? À partir de quels systèmes de production peut-on envisager une véritable transition agroécologique dans les DROM ? Ces questions font sens dans un contexte où l'on observe que bien que les principes agroécologiques et les modèles d'agriculture durables soient promus, l'adoption de pratiques innovantes reste un défi continu (Le Coq *et al.*, 2020 ; Schiller *et al.*, 2020).

Dans les sections qui suivent, il s'agit de comprendre comment se « fabrique » et se décline la transition agroécologique dans les petits territoires insulaires tropicaux étudiés où coexistent des formes d'agriculture, de conseil et d'organisation des filières très contrastées voire cloisonnées. Sur la base des éléments de littérature sur les systèmes sociotechniques (cadre analytique de la *Multi-Level Perspective*, MLP (Geels, 2002), présenté en section 2.2 de l'introduction générale de ce rapport) et les modalités de diffusion et d'adoption des innovations présentés au début de ce rapport, nous caractérisons les systèmes de production présentés antérieurement selon leurs possibles transitions agroécologiques.

La MLP fournit certes un cadre de réflexion permettant de penser la transition dans son ensemble. Elle apporte des éléments d'analyse sur l'alignement versus désalignement du paysage sociotechnique, du régime et des niches d'innovation, sur la temporalité de ces processus et sur la manière dont ces temporalités entrent en tension les unes avec les autres. Toutefois, la MLP ne dit rien de la spatialité de la transition (Angeon et Crevoisier, 2019). Or, les transitions ne se déclinent pas de manière identique en tous lieux. Cela s'explique, d'une part, parce que les déterminants individuels de l'adoption des innovations varient selon leur contexte sociétal et s'articulent différemment, et d'autre part, parce que les interactions entre les acteurs du régime sociotechnique suivent des ordres socio-économiques différents selon les contextes. Ces configurations génèrent des dynamiques spécifiques de production et de diffusion des innovations agroécologiques qui débouchent sur la transformation effective du régime ou contribuent au contraire à son verrouillage.

Nous cherchons à apprécier les potentiels d'écologisation *via* la diversification des couverts végétaux dans les principaux systèmes de production observés dans les DROM. Puis, en prenant un cas d'étude à La Réunion, nous étudions les déterminants de la conception et de l'adoption d'innovations de diversification végétale, afin de proposer des recommandations pour une diffusion à plus large échelle vers des systèmes diversifiés. Enfin, nous émettons des recommandations pour que les systèmes ultra-diversifiés qui existent aujourd'hui dans les DROM gardent leurs caractéristiques agronomiques et écologiques dans un contexte socio-économique contraint.

7.3.1. Les systèmes anciens de plantation peu diversifiés, entre représentation et verrouillage du régime sociotechnique dominant

Nous avons indiqué la place qu'occupent les systèmes de plantation dans l'espace agricole des DROM historiques notamment. Ces systèmes de production impliquent une grande diversité d'acteurs relevant des mondes industriel, marchand, politique, scientifique, culturel, etc. Ils sont partie prenante du régime sociotechnique en vigueur et contribuent à sa stabilité. La stabilité et la robustesse du régime dominant tiennent dans la ratification par l'ensemble de ces acteurs des règles formelles ou informelles (politiques, institutions, normes, routines, systèmes de représentation et de valeurs etc.) qui fondent le régime.

Parmi les pièces maîtresses du régime, figurent les acteurs politiques qui soutiennent l'existence des systèmes de plantation structurés autour d'une culture dominante (canne à sucre, banane d'export) et peu diversifiés. Ces acteurs politiques sont divers (ils recouvrent un grand éventail d'institutions publiques), mobilisent différents outils ou instruments d'actions (réglementations, incitations, sanctions, aides etc.), s'inscrivent et/ou agissent à différentes échelles spatiales (supranationale, nationale, locale). On peut citer par exemple, les dispositifs européens dédiés au financement des systèmes de plantation (PAC, POSEI), de même que les programmes nationaux (aides à la production de canne à sucre). Ces dispositifs de soutien interviennent à différents maillons de la chaîne de valeur : production, commercialisation et organisation marchande. Comme souligné en section 7.1.3, le montant de ces programmes de financement conforte de manière significative les filières d'export.

Les systèmes de plantation sont insérés au sein de filières organisées (les organisations professionnelles) et intégrées (contrôle et coordination de l'ensemble des acteurs impliqués dans les différentes phases de production et de valorisation du produit). L'acteur central de ces filières est l'organisation professionnelle (OP) qui régit les relations entre les acteurs de l'amont mais aussi de l'aval de la production. En effet, ces OP gèrent les achats et les fournitures d'intrants, prodiguent les conseils techniques, supervisent les activités de transport, de préparation (mûrisserie, transformation) et de commercialisation des produits.

Les objectifs que s'assignent les OP (et conséquemment les producteurs) sont l'augmentation et la maîtrise des rendements. A cette fin, ces acteurs s'inscrivent dans le paradigme de l'artificialisation du vivant qui passe par des vellétés de maîtrise de la nature *via* des artefacts technologiques standardisés et dissociés de leur environnement écologique. Cette vision instrumentale de la technologie (Paredis, 2010) permet de procéder par réductionnisme et simplification des problèmes que génère le vivant. Ces filières sont régies par un ordre économique et social strict où les acteurs détiennent des rôles singuliers quant à la conception, la production et l'utilisation de la technologie (Salembier *et al.*, 2018). Cette spécialisation des fonctions autorise un jeu de relations verticales entre les acteurs. Les expertises scientifiques et industrielles permettent la conception et la production d'innovations technologiques. Les acteurs du conseil et de la formation agricoles, très souvent en lien avec les OP, constituent une courroie de transmission des connaissances que doivent maîtriser les agriculteurs pour mettre en œuvre les pratiques recommandées et suivre les itinéraires techniques appropriés. Dans cette configuration, les agriculteurs sont principalement des utilisateurs de la technologie qui se diffuse au sein du régime sociotechnique dominant. Le profil de ces agriculteurs est celui du conformisme et du respect du contrôle social opéré par l'OP notamment. Les interactions interindividuelles sont peu favorisées, les relations étant médiées par l'OP. L'OP sécurise les connaissances et les risques associés à la maîtrise technique de la production. Plus généralement, ces agriculteurs, s'inscrivant dans le schéma technique conseillé, apparaissent comme fortement averse au risque.

C'est bien à l'échelle du régime sociotechnique que se définissent et que sont sélectionnés les artefacts technologiques qui sont considérés comme satisfaisants et qui favorisent la simplification des systèmes de cultures. Ce régime est toutefois encadré par le niveau du paysage sociotechnique qui prône l'enjeu de la transition agroécologique. L'une des voies d'écologisation prometteuse est la diversification végétale comme alternative à la protection agrochimique des cultures. Or le paysage sociotechnique est un lieu d'expression de principes généraux aspirant à répondre à des défis sociétaux. Le paysage sociotechnique relaie une profusion de messages contemporains : développement durable, transitions (agroécologique, énergétique, numérique etc.), sécurité alimentaire etc. Ces messages présentent la particularité d'être englobants et par conséquent insuffisamment précis, d'une part, sur les priorités à observer et, d'autre part, sur leurs modalités concrètes de mise en œuvre. En cela, ces messages sont flous et interprétables (Angeon et Crevoisier, 2019). Peut-on dès lors envisager la diversification dans le cadre d'un système agricole et agro-industriel compétitif ?

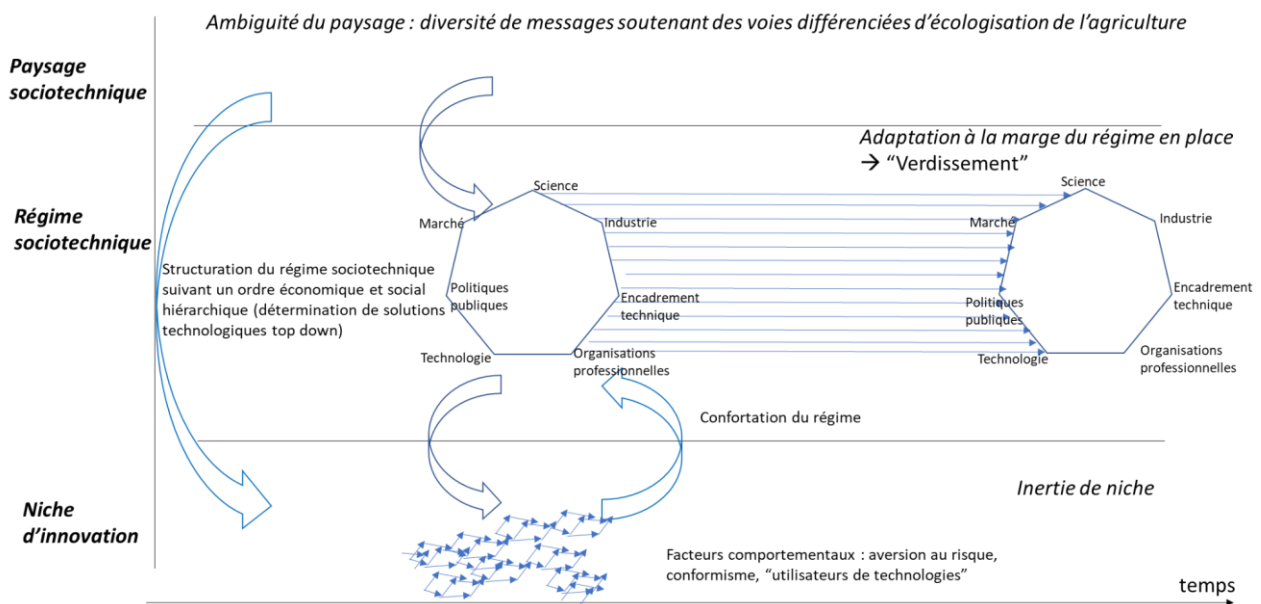
Le cas des systèmes anciens de plantation peu diversifiés révèle en particulier le caractère ambivalent des messages diffusés au niveau du paysage sociotechnique. En effet, le paysage sociotechnique, en indiquant la nécessité de la transition agroécologique, ne précise pas si celle-ci doit être entreprise de manière forte ou faible (Duru *et al.*, 2014, 2015). Cette marge d'interprétation est donc laissée aux acteurs du régime sociotechnique. Or les routines de fonctionnement établies au sein du régime n'incitent pas les acteurs qui en sont constitutifs à entreprendre le changement. Le changement est en effet coûteux, susceptible de produire des résultats incertains. Dès lors, cette configuration d'un paysage sociotechnique ambivalent et flou influence le régime en prolongeant l'ordre économique et social qui y prévaut (détermination de solutions descendantes de type « recettes » pour l'agriculteur). De la même manière, ces caractéristiques du paysage sociotechnique génèrent également un fonctionnement inertiel des niches d'innovation. Ces dernières s'inscrivent en cohérence avec le régime sociotechnique en vigueur. Elles permettent son adaptation partielle mais ne remettent pas en question les fondements structurels du régime ni sa trajectoire d'évolution. En cela, elles confortent le régime et retardent d'une certaine manière le changement structurel.

Ainsi, par ces mécanismes, les systèmes de plantation au cœur du régime sociotechnique dominant participent à son verrouillage, ce qui rend difficile sa contestation par d'autres acteurs promouvant des systèmes de production alternatifs, et par conséquent son évolution radicale.

La figure 7-15 résume ce propos.

Figure 7-15. Enjeux de transition agroécologique à partir des systèmes de production dominants

Adapté d'après Geels, 2002. Voir la description du cadre de l'approche multiniveaux en section 2.2 de l'introduction générale de ce rapport.



Reprenant ce même formalisme conceptuel, nous analysons dans la section suivante, la transition écologique des systèmes de diversification végétale horticole dans les DROM.

7.3.2. Les déterminants de la conception et de l'adoption d'innovations de diversification végétale : étude de cas dans les systèmes horticoles à la base de la diversification paysagère à La Réunion

7.3.2.1. Quelles alternatives à la protection agrochimique des cultures ?

A La Réunion comme ailleurs dans le monde, la protection agrochimique des cultures montre ses limites : risques sanitaires, effets négatifs sur l'environnement, déséquilibres écologiques, pertes d'efficacité et coûts élevés. Les agriculteurs et les consommateurs sont confrontés à un ensemble de difficultés techniques, socio-économiques, sanitaires et environnementales et la protection agroécologique des cultures est proposée comme une alternative réaliste à la protection basée sur l'utilisation de pesticides de synthèse.

Des pratiques de protection des cultures basées sur des principes agroécologiques, notamment de diversification végétale, sont apparues incontournables pour les filières horticoles de La Réunion. Le choucho, traditionnellement cultivé sur des treilles dans un ou deux bassins de production, a montré dans les années 2000, à cause d'attaques de ravageurs incontrôlées par la lutte chimique, des pertes importantes de production et des baisses élevées des surfaces cultivées. Des problèmes phytosanitaires observés sur la mangue ont amené les acteurs de cette filière à rechercher des solutions non chimiques, préventives, s'appuyant sur la biodiversité et la santé du sol, afin de pouvoir relancer le secteur de l'exportation. Enfin, d'autres cultures maraîchères, comme les cucurbitacées de plein champ à cycle court (courgette, citrouille, concombre) étaient exposées à des attaques de ravageurs, comme les Mouches des fruits, entraînant des pertes très fortes de la production (parfois jusqu'à 100 %), malgré l'utilisation massive de pesticides. Ces trois types d'agroécosystèmes ont donc fait l'objet d'une concertation entre les acteurs agricoles, en s'appuyant sur un raisonnement et des bases agroécologiques.

Par ailleurs, la situation écologique particulière de La Réunion, avec des écosystèmes naturels riches d'une biodiversité endémique et faisant partie d'un hotspot de biodiversité à l'échelle mondiale, impliquait la recherche d'écosystèmes cultivés compatibles et cohérents avec cette richesse naturelle, donc avec une réelle diversité végétale et une diversité associée.

Enfin, le contexte réglementaire, à l'échelle européenne ou à l'échelle nationale (notamment avec la déclinaison Ecophyto-Dom du plan national Ecophyto ou le projet agroécologique pour la France de 2012), a incité les acteurs agricoles à travailler ensemble pour co-concevoir des systèmes de cultures agroécologiques.

7.3.2.2. La diversification végétale : pilier de la protection agroécologique des cultures et support de construction collective des alternatives à la protection chimique

Parmi les expériences réunionnaises, la diversification végétale dans ou autour des agroécosystèmes, a été un constituant essentiel de la protection agroécologique des cultures et elle a représenté un axe majeur de construction collective des pratiques alternatives à la protection chimique. Les pratiques de diversification végétale qui ont ainsi été co-conçues et mises en œuvre dans les systèmes horticoles à La Réunion, ont été décrites précédemment : couverture végétale permanente du sol, bandes enherbées, bandes fleuries, plantes pièges, plantes refuges (voir section 7.2.3.2).

Cet exercice de co-conception a concerné les agriculteurs, ainsi que tous les autres acteurs du monde agricole (recherche, expérimentation, conseil, formation, transfert, gestionnaires politiques) et les gestionnaires de l'espace. Nous ne présentons pas ici les résultats de ces expériences, car ils sont relatés par ailleurs. Mais il est important de retenir que la démarche collective et participative engagée dans ces expériences s'est déroulée selon une méthodologie ordonnée en trois phases complémentaires (Deguine *et al.*, 2019) : une première phase a permis un partage collectif du diagnostic et de l'état de la situation, ainsi que la co-conception et de recherche de financements ; une deuxième phase a concerné, grâce au format d'un projet en partenariat de recherche-développement, la mise en œuvre par les producteurs des pratiques agroécologiques dans des sites pilotes à grande échelle ; une troisième phase a été consacrée au transfert des pratiques aux autres producteurs de l'île

et à la mise en place de politiques publiques incitatives de soutien à la production agroécologique des cultures. A l'issue de ces trois étapes, des évaluations collectives ont permis de caractériser les déterminants et le degré d'adoption des pratiques par les agriculteurs.

7.3.2.3. Un accompagnement technique et incitatif des pratiques de diversification végétale

Après les projets eux-mêmes, le relais a été pris par les organismes agricoles chargés du transfert (associations de producteurs, chambre d'Agriculture). Ceux-ci ont été accompagnés par les pouvoirs publics, afin de promouvoir, diffuser les pratiques agroécologiques développées et faciliter le développement de l'agriculture biologique. De nombreux outils techniques ont été co-conçus pour aider le transfert des pratiques agroécologiques : guides, fiches, supports audio-visuels, sites internet, etc. Trois outils originaux ont particulièrement placé les agriculteurs au centre des préoccupations, et méritent d'être mis en avant. En premier lieu, un modèle qualitatif de prédiction des dégâts des Mouches du chou chou, a été co-conçu avec les agriculteurs, puis développé par la recherche et mis à disposition des différents acteurs (Deguine *et al.*, 2021). Cet outil, désormais disponible en ligne²⁰, est utilisé comme outil de formation pour la promotion des pratiques agroécologiques : il permet par exemple aux agriculteurs de mieux comprendre les effets de la couverture végétale permanente du sol sur le fonctionnement de leurs cultures de chou chou. En deuxième lieu, une formation universitaire diplômante a été construite et proposée aux agriculteurs, aux conseillers agricoles et aux enseignants agricoles, leur permettant par exemple de mieux comprendre la pertinence et les modes d'action des pratiques de diversification végétale (Laurent et Gloanec, 2017). En troisième lieu, un support de reconnaissance des auxiliaires, à partir de photographies de grande qualité, a été spécifiquement mis au point pour des observations sur le terrain par les professionnels dans les situations où la diversité végétale a permis d'induire une grande biodiversité associée d'arthropodes et autres animaux. Ce support de reconnaissance (Deguine *et al.*, 2019), qui ne repose pas sur des clés d'identification, a connu un grand succès et plusieurs milliers d'exemplaires de ce guide ont été distribués sur l'île et sont quotidiennement utilisés par les agriculteurs. Ce guide a d'ailleurs ensuite été adapté au cas des jardins réunionnais et édité à l'attention du grand public (Deguine *et al.*, 2020), ce qui montre la cohérence et la pertinence de la diversification végétale comme clé d'un bon fonctionnement écologique d'un système cultivé, que ce soit un champ ou un jardin.

Les leviers incitatifs liés au plan Ecophyto ont également été utilisés pour partager et promouvoir auprès du plus grand nombre de producteurs, la connaissance des pratiques alternatives. Citons par exemple le réseau Dephy-ferme mangue, les groupements d'intérêt économique et environnemental (GIEE) dans le bassin de production de mangues à Saint-Gilles et dans le bassin de production de chou chou à Salazie. Ces groupements permettent d'aider techniquement et financièrement les agriculteurs de ces zones, pour qu'ils agissent collectivement dans une dynamique agroécologique.

Sur la mangue, deux mesures agro-environnementales et climatiques (MAEC) ont été instruites et mises en œuvre pour inciter les producteurs à insérer de la biodiversité végétale dans les vergers, l'une promouvant l'installation de bandes fleuries, l'autre encourageant l'enherbement spontané dans les inter-rangs.

Enfin, les politiques publiques pour le développement de l'agriculture biologique ont également incité les producteurs à s'engager dans les pratiques de diversification végétale. Des aides compensatoires ont ainsi été proposées aux producteurs s'engageant dans les pratiques agroécologiques compatibles avec le cahier des charges de l'agriculture biologique, complétant des aides du POSEI.

7.3.2.4. Une adoption variable des pratiques agroécologiques de diversification végétale

Globalement, les agriculteurs pilotes impliqués dans les projets de recherche et développement (Gamour et Biophyto) se sont appropriés les pratiques agroécologiques et ont exprimé une grande satisfaction, notamment parce que ces pratiques se sont révélées plus efficaces, moins chronophages et moins onéreuses que les pratiques conventionnelles. L'adoption des pratiques agroécologiques par les autres agriculteurs après les projets de recherche & développement a varié selon les agroécosystèmes concernés : l'adoption a été

²⁰ <https://pvbmt-apps.cirad.fr/apps/ipsim-chayote/?lang=fr>

satisfaisante pour la culture du chou chou et celle de la mangue, elle est médiocre pour les cucurbitacées de plein champ (courgette, citrouille, concombre). Les deux formes d'adoption, satisfaisante ou médiocre, ont permis de tirer des leçons pour les expériences futures.

Pour analyser les principaux déterminants de l'adoption des pratiques agroécologiques en général et de diversification végétale en particulier à La Réunion, nous avons croisé les trois types d'agroécosystèmes concernés (chou chou, cucurbitacées à cycle court, mangue) et quatre dimensions du système agricole (types de systèmes de culture, conditions de production et de débouchés, acteurs, accompagnement par les pouvoirs publics). Ce croisement a permis de structurer la caractérisation de la conception et de l'adoption des pratiques et de dégager six principaux types de déterminants : stratégie « d'investissement » dans des pratiques de diversification végétale, degré de simplification de l'itinéraire technique, déterminants liés aux agriculteurs concernés, déterminants liés au marché et au secteur d'écoulement de la production, valeur patrimoniale des cultures, politiques incitatives. Le Tableau 7-4 présente les principales caractéristiques de cette analyse.

La stratégie de diversification végétale, comme la promotion de l'enherbement spontané, est plus efficace et acceptée dans des systèmes de culture de type pérenne (mangue, chou chou) que dans des systèmes de cultures à cycle court, elle est en effet efficace sur un pas de temps plus long que le simple cycle de culture annuelle (courgette). Dans le cas du chou chou et de la mangue, les pratiques agroécologiques sont simplifiées et demandent moins de temps de travail par rapport aux pratiques conventionnelles (suppression des traitements insecticides et herbicides, enherbement spontané) et leur adoption s'en trouve facilitée. Par ailleurs, les producteurs de chous chous ou de mangues ont l'habitude de travailler ensemble et de partager leurs savoirs et expériences, notamment au sein de groupements d'intérêt économique et environnemental. Ils sont régulièrement formés et favorables à une gestion collective dans les bassins de production. Au contraire, pour les producteurs de légumes de cucurbitacées à cycle court, l'agriculture est une activité parmi d'autres. On recense plus de 2000 producteurs maraîchers à La Réunion qui pratiquent la culture de telles spéculations, au gré de leurs stratégies personnelles ou du contexte (social, économique).

Le marché du chou chou et de la mangue joue également un rôle favorable au développement de pratiques de diversification végétale. Leur culture agroécologique est rentable sur le marché local et compatible avec le cahier des charges AB. Il permet aussi d'accéder à des marchés nouveaux en développement, plus rémunérateurs : par exemple pour la mangue avec des circuits courts et le marché de l'export. Ce n'est pas le cas de la courgette : selon les cours du marché, l'agriculteur plantera des légumes ou pas, et plantera de la salade, de la carotte ou de la courgette. Le chou chou et la mangue ont également en commun de présenter une forte valeur patrimoniale, et des itinéraires techniques agroécologiques, basés sur la diversification végétale à la place de l'utilisation de pesticides, importants pour les habitants de l'île. Ils représentent en effet un élément de choix décisif pour le consommateur. Enfin, les politiques de soutien à l'agriculture biologique ont montré leur efficacité sur le chou chou. La production de cette culture est appelée à devenir 100 % bio, alors qu'il y a dix ans, les treilles recevaient des traitements insecticides une à deux fois par semaine, voire plus.

Il convient cependant de souligner que ces déterminants peuvent évoluer dans le temps et que l'adoption des innovations est soumise à des facteurs extérieurs imprévus. Ainsi, l'invasion à La Réunion en 2018 par la Mouche des fruits *Bactrocera dorsalis* a largement perturbé les pratiques agroécologiques vertueuses qui avaient été adoptées par les producteurs, ceux-ci revenant parfois au « vieux réflexe » de recourir à des applications massives de pesticides pour lutter contre cet insecte, sans succès d'ailleurs. Ce genre d'évènement souligne la fragilité des équilibres bioécologiques retrouvés *via* les pratiques agroécologiques de diversification végétale.

Tableau 7-4. Analyse des principaux déterminants de la conception et de l'adoption des pratiques agroécologiques et de diversification végétale dans trois types de systèmes de cultures à La Réunion

Composantes du système agricole	Variables	Chou chou	Cucurbitacées de plein champ à cycle court	Mangue	Déterminants de l'adoption
1. Les systèmes de cultures	Nature des pratiques agroécologiques et facilité d'adoption	Suppression des traitements herbicides et insecticides : 1) difficile car nécessité de changer de stratégie de protection 2) cas des herbicides : sans conséquence car pas de concurrence entre adventices et chou chou	Suppression des traitements herbicides et insecticides : 1) difficile car nécessité de changer de stratégie de protection 2) cas des herbicides : difficile car concurrence entre adventices et la culture	Suppression des traitements herbicides et insecticides : 1) difficile car nécessité de changer de stratégie de protection 2) cas des herbicides : sans conséquence car pas de concurrence entre adventices et manguier	Suppression des traitements herbicides et insecticides : 1) difficile car nécessité de changer de stratégie de protection 2) facile à mettre en œuvre si plantes cultivées de manière pérenne
		Prophylaxie (augmentorium) : culture pérenne sous treille, facilitant l'adoption de la prophylaxie	Cultures à cycle court rendant difficile l'adoption de la prophylaxie	Culture pérenne facilitant l'adoption de la prophylaxie	Si cultures pérennes : possibilité d'investissement dans des pratiques préventives sur la durée
		Couverture végétale : simple à planter sous les treilles (suppression des traitements herbicides)	Couverture végétale : peu adaptée aux systèmes maraîchers à cycle court (difficultés de mettre en place à la fois la culture et la couverture ; concurrence entre la couverture et la culture)	Couverture végétale : simple à planter dans les vergers (suppression des traitements herbicides)	Si cultures pérennes : 1) possibilité d'investissement dans des pratiques de diversification végétale sur la durée et 2) si suppression des traitements herbicides, facilité de mise en place
		Plantes pièges : intérêt d'implanter des plantes pièges (attractivité des Mouches des légumes) ; difficulté de les planter sous les treilles	Plantes pièges : intérêt d'implanter des plantes pièges (attractivité des Mouches des légumes) ; facilité d'implanter une bordure de plantes pièges, autour des parcelles (petites)	Plantes pièges : Pas d'intérêt d'implanter des plantes pièges (car bioécologie des mouches s'attaquant à la mangue différente de celle des mouches des légumes)	1) Intérêt d'implanter des plantes pièges (attractivité des Mouches des légumes et pas pour les Mouches des fruits) ; 2) Facilité d'implanter des plantes pièges
		Traitements par taches (appâts adulticides) : 1) avec des supports artificiels (pas de plantes pièges) ; 2) difficulté d'appliquer car solution technique du support artificiel peu disponible	Traitements par taches (appâts adulticides) : 1) sur les supports que sont les plantes pièges ; 2) facilité d'adoption (car efficacité et facilité d'application)	Traitements par taches (appâts adulticides) : 1) sur les supports que sont les troncs des manguiers ; 2) facilité d'adoption (car efficacité et facilité d'application)	Type de support d'application et efficacité de l'application

Tableau 7-4 (suite). Analyse des principaux déterminants de la conception et de l'adoption des pratiques agroécologiques et de diversification végétale dans trois types de systèmes de cultures à La Réunion

Composantes du système agricole	Variables	Chou chou	Cucurbitacées de plein champ à cycle court	Mangue	Déterminants de l'adoption
1. Les systèmes de cultures	Interactions des pratiques agroécologiques entre elles	Le maintien des traitements insecticides ou herbicides annulerait l'intérêt des pratiques agroécologiques	Le maintien des traitements insecticides ou herbicides annulerait l'intérêt des pratiques agroécologiques	Le maintien des traitements insecticides ou herbicides annulerait l'intérêt des pratiques agroécologiques	Obligation de supprimer les traitements d'entrée de jeu et priorité donnée aux pratiques préventives
		Cohérence et complémentarité entre : 1) prophylaxie et couverture végétale ; 2) supports artificiels et traitements par taches (appâts)	Cohérence et complémentarité entre : plantes pièges et traitements par taches (appâts) ; pas de cohérence ni de complémentarité entre prophylaxie et couverture végétale (car pas de couverture)	Cohérence et complémentarité entre : 1) prophylaxie et couverture végétale ; 2) troncs de manguiers et traitements par taches (appâts)	Cohérence et complémentarité des pratiques agroécologiques entre elles : degré de simplification ou de complexification (directe ou indirecte) d'autres pratiques culturales ou phytosanitaires ; degré d'efficacité des pratiques agroécologiques quand elles ne sont pas appliquées toutes ensemble
	Interactions des pratiques agroécologiques avec d'autres pratiques	Il est facile de mettre en place les autres pratiques complémentaires (piégeage sexuel, ...)	Il est facile de mettre en place les autres pratiques complémentaires (piégeage sexuel, ...)	Il est facile de mettre en place les autres pratiques complémentaires (piégeage sexuel, ...)	Facilité de mise en œuvre des pratiques complémentaires non agroécologiques
	Insertion des pratiques dans le calendrier cultural	Facilité de prévoir l'insertion de pratiques sous une treille	Culture volatile (décision rapide et peu avant l'implantation) : difficultés d'anticipation, de réaction ou de mise en place au bon moment de pratiques agroécologiques (ex : plantes pièges qui doivent être plantées un mois avant l'implantation de la culture)	Facilité de prévoir l'insertion de pratiques dans un verger	Simplicité de mise en place et de gestion des pratiques agroécologiques dans le calendrier
	Cultures pérennes ou annuelles	Plante pérenne cultivée de manière pérenne, facilitant l'adoption de pratiques agroécologique	Cultures à cycle court rendant difficile l'adoption de pratiques agroécologiques	Culture pérenne facilitant l'adoption de pratiques agroécologiques	Type de systèmes de culture (cultures pérennes vs cultures annuelles)
	Dimension des parcelles	Parcelles de 5000 m ² à un ou deux hectares (bien délimitées dans l'espace), incitant l'implantation de pratiques agroécologiques	Petites parcelles, changeant de place à chaque implantation au cours de l'année, n'incitant pas à l'implantation de pratiques agroécologiques	Vergers de 1 à 5 ha (délimitées dans l'espace), incitant à l'implantation de pratiques agroécologiques	Taille des parcelles minimum, permettant d'investir dans les pratiques

Tableau 7-4 (suite). Analyse des principaux déterminants de la conception et de l'adoption des pratiques agroécologiques et de diversification végétale dans trois types de systèmes de cultures à La Réunion

Composantes du système agricole	Variables	Chou chou	Cucurbitacées de plein champ à cycle court	Mangue	Déterminants de l'adoption
2. Les producteurs	Structuration des producteurs	Nombre restreint et invariable de producteurs ; collectifs regroupés en bassins de production	Atomisation dans l'espace et nombre foisonnant de producteurs maraîchers ; pas de collectifs	Collectifs d'agriculteurs, assez jeunes et ouverts, regroupés en bassins de production	Présence de collectif d'agriculteurs ; structuration des collectifs selon des bassins de production
	Réseau social et apprentissage	Solidarité et échanges fréquents entre agriculteurs et partages d'expériences ; structuration et du réseau d'échanges (GIEE)	Peu d'échanges entre agriculteurs	Nombreux échanges entre agriculteurs et partages d'expériences ; structuration et institutionnalisation du réseau d'échanges (GIEE, Maison de la mangue)	Qualité du partage d'expériences et d'échanges entre producteurs ; solidarité entre producteurs ; structuration de ces échanges et expériences
	Formation et motivation	Motivation à adopter des pratiques agroécologiques malgré peu de formation initiale	Peu de motivation à adopter des pratiques agroécologiques (dispersion dans les activités) ; peu de formation	Motivation à adopter des pratiques agroécologiques ; bon niveau de formation initiale et continue	Motivation à adopter des pratiques agroécologiques ; niveau de formation et de suivi des producteurs
	Leadership, charisme	Existence d'agriculteurs leaders qui entraînent la grande majorité des autres producteurs ; présence de quelques agriculteurs réfractaires	Pas d'agriculteurs leaders ; dispersion des stratégies, des pratiques et des activités agricoles	Existence de quelques agriculteurs leaders et emblématiques ; producteurs adhérant à ces perspectives d'agro-écologie ; peu d'agriculteurs réfractaires	Présence d'agriculteurs leaders
3. Filières et débouchés	Répartition des zones de production	Bassins regroupés géographiquement (Salazie)	Dispersion spatiale des cultures de courgettes, citrouilles et concombres	Bassins regroupés géographiquement pour les mangues (ouest de l'île).	Structuration et organisation en bassins de production
	Valeur patrimoniale de la culture	Forte valeur patrimoniale insulaire et micro-locale (Cirque de Salazie pour le chou chou) ; communication et valorisation sur la valeur patrimoniale du chou chou (Fête annuelle à Salazie)	Pas de valeur particulière sur le plan culturel ; la culture des « légumes lontan » concerne principalement l'Agriculture biologique	Forte valeur patrimoniale (notamment mangue José)	Valeur culturelle et patrimoniale des productions
	La filière	Filière organisée, agriculteurs regroupés en organisations paysannes, coopératives ou GIEE ; relance de la production de chou chou à La Réunion ; organisation collective (ARIFEL, interprofession fruits et légumes)	Atomisation des producteurs ; organisations paysannes ou coopératives peu nombreuses ; organisation collective (ARIFEL, interprofession fruits et légumes,	Filière organisée, agriculteurs regroupés en organisations paysannes, coopératives ou GIEE ; organisation collective (ARIFEL, interprofession fruits et légumes)	Regroupement des producteurs (organisations paysannes, coopératives, GIEE) ; efficacité de l'action collective (interprofession)
	Prix de marché	Prix de vente garanti et peu de renégociations ; niche de marché BIO très développée	Prix de vente très variable et souvent bas : volatile, dépendant des prix d'autres produits concurrents (salade par exemple), bas (forte concurrence de produits importés d'Asie) ; malgré une demande élevée pour des produits BIO	Prix de vente variable : variabilité annuelle (risque cyclonique), variabilité intra-annuelle (pic vs étalement de la production) ; développement des exportations (Rungis) et du BIO	Variabilité des prix de marché, en fonction du degré de la concurrence (locale et importation) ; demande locale BIO : risques climatiques (cyclones)

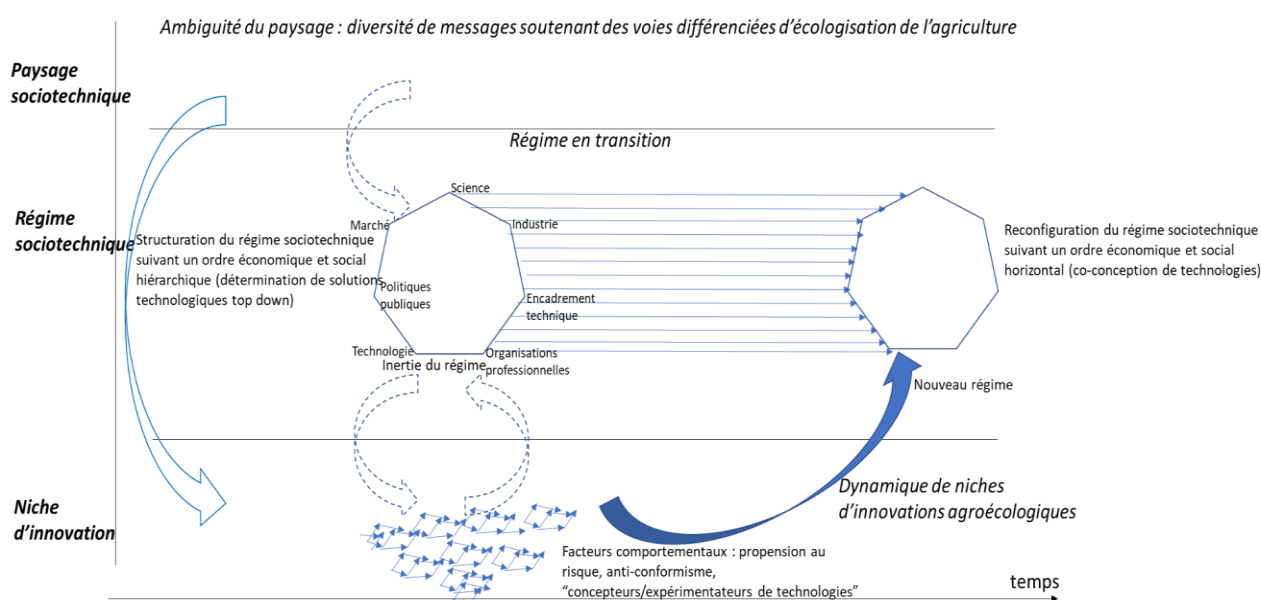
Tableau 7-4 (suite). Analyse des principaux déterminants de la conception et de l'adoption des pratiques agroécologiques et de diversification végétale dans trois types de systèmes de cultures à La Réunion

Composantes du système agricole	Variables	Chou chou	Cucurbitacées de plein champ à cycle court	Mangue	Déterminants de l'adoption
4. L'accompagnement des agriculteurs	Accompagnement technique et transfert	Formations spécifiques aux pratiques agroécologiques et en Agriculture Biologique du chou chou ; transfert facilité par la présence de collectifs de producteurs et l'unicité de la culture	Pas de formations spécifiques aux pratiques agroécologiques ; transfert rendu difficile par l'absence de collectifs de producteurs, par le grand nombre de producteurs et par la multiplicité des cultures	Formations spécifiques aux pratiques agroécologiques et en Agriculture Biologique de la mangue : participation massive des producteurs de mangues au CUQP PAEC ; transfert facilité par la présence de collectifs de producteurs et l'unicité de la culture	Existence de formations spécifiques aux pratiques agroécologiques ; existence d'une formation professionnelle diplômante ; facilitation du transfert par la présence de collectifs de producteurs
	Agrofourniture	Développement d'une nouvelle gamme de produits phytosanitaires (augmentorium, appâts adulticides, supports d'application, pièges sexuels sans insecticide, etc.) ; mais peu de fournisseurs dans ce domaine	Développement d'une nouvelle gamme de produits phytosanitaires (augmentorium, appâts adulticides, supports d'application, pièges sexuels sans insecticide, etc.) ; mais peu de fournisseurs dans ce domaine	Développement d'une nouvelle gamme de produits phytosanitaires (augmentorium, appâts adulticides, supports d'application, pièges sexuels sans insecticide, etc.) ; mais peu de fournisseurs dans ce domaine	Nouveau marché de « produits agroécologiques » ; entrée de nouveaux fournisseurs sur le marché nécessaire
	Action collective	Création d'un GIEE sur chou chou et autres cultures à Salazie ; dynamique créée sur chou chou et développement des pratiques agroécologiques	Pas de GIEE sur maraîchage (dispersion, diversité des lieux, des types de producteurs et des cultures concernées)	Création d'un GIEE sur mangue dans l'Ouest ; aide à l'équipement pour pratiques agroécologiques et renforcement de l'action collective.	Existence d'un GIEE facilitant l'adoption et la gestion collective des pratiques agroécologiques
	Incitations financières publiques et instruments	MAEC (insertion de couvertures végétales mais pas suffisamment incitative) ; subvention AB (POSEI) ; GIEE	MAEC d'insertion de plantes pièges, mais pas suffisamment incitative	MAEC d'insertion de biodiversité végétale (couverture végétale permanente, bandes fleuries) incitative et cohérente avec les autres aides ; réseau Dephy Ferme mangue	Existence d'aides, de dispositifs ou d'instruments agro-environnementaux
	Incitation de l'Agriculture Biologique (AB)	Subventions POSEI à fort levier ; conversion massive et très rapide vers l'AB	Pas de volonté affichée de faire de l'AB pour la très grande majorité des producteurs ; peu d'agriculteurs maraîchers AB et peu de partage avec les conventionnels.	Développement de la production de mangue « bio », surtout par l'action de « pionniers » (démarche éthique) ; développement de partages entre les conventionnels et les bio	Existence d'une volonté politique et de moyens suffisamment incitatifs pour le développement de l'AB ; présence d'agriculteurs pionniers et leaders qui initient une dynamique vers l'AB et le partage de connaissances

L'exemple de La Réunion est emblématique des verrouillages observés dans les DROM dans les systèmes horticoles à la base de la diversification paysagère (section 7.2). Le paysage sociotechnique qui encadre l'ensemble des systèmes de production assume une diversité de messages (Figure 7-16). L'exemple des systèmes horticoles à la base de la diversification paysagère dans les DROM montre qu'une voie d'interprétation différenciée des messages véhiculés par le paysage sociotechnique par rapport aux systèmes de plantations anciens et peu diversifiés a été privilégiée. Dès lors, des innovations de rupture se sont développées au sein de ces systèmes horticoles contrairement aux systèmes de plantations, rigidifiés par l'inertie résultant de leur histoire. Cette niche d'innovations met en tension le régime sociotechnique. La question est de savoir si le régime dominant continuera à résister à ces alternatives de production ou à les intégrer, se transformant ainsi de manière significative.

Figure 7-16. Enjeux de TAE à partir des systèmes de production alternatifs (agrumes, jardins créoles, vanille, etc.)

Adapté d'après Geels, 2002. Voir la description du cadre de l'approche multiniveaux en section 2.2 de l'introduction générale de ce rapport.



7.3.3. Des systèmes ultra-diversifiés qu'il convient de protéger contre la simplification végétale

7.3.3.1. Les risques de disparition ou de diminution de ces systèmes

Comme cela a été précisé dans les sections précédentes, les systèmes ultra-diversifiés (que ce soit le jardin créole, le jardin en ville, la permaculture, etc.) recouvrent une grande diversité de pratiques relevant des principes agroécologiques. Dans les DROM, ces systèmes sont ancrés culturellement, soit depuis longtemps, soit plus récemment. La question de la place et du rôle de ces systèmes diversifiés dans la transition agroécologique globale de l'agriculture se pose avec acuité. D'un côté, ce sont des systèmes aujourd'hui menacés par des tendances à l'uniformisation des itinéraires techniques. De l'autre côté, ils apparaissent comme des formes idéales (voire idéalisées) de systèmes agroécologiques. Ce paradoxe pointe les enjeux de la transition du régime sociotechnique dominant.

Premièrement, l'importance de ces systèmes ultra-diversifiés historiques (jardins créoles par exemple) est globalement en recul. Les habitations sont désormais souvent entourées de jardins d'agrément classiques avec

peu de fruitiers et rarement un potager. Le savoir-faire associé à la gestion d'un jardin créole tend à se perdre. Deux types d'initiatives viennent tenter de freiner cette disparition programmée. D'une part, on voit fleurir les initiatives de recensement, mise en collection, et préservation de savoirs associés aux fruits et légumes « lontan ». D'autre part, les jardins en ville et les jardins solidaires se multiplient. Au même titre que les jardins créoles par le passé, ces jardins en ville et solidaires résultent d'un engagement en faveur de l'écologie et de la préservation de la biodiversité, même s'ils portent moins la composante patrimoniale.

Deuxièmement, ces systèmes ne renvoient pas à des formes classiques d'innovation technologique, mais davantage à une reconnaissance et une revalorisation de techniques anciennes. Ils relèvent en effet de connaissances vernaculaires et de savoir-faire traditionnels qui s'inscrivent difficilement dans les centres d'appui scientifique et technique à l'agriculture.

Troisièmement, certains systèmes se sont développés assez récemment, contrairement aux jardins créoles. Ils sont nés de tendances nationales (développement de l'agriculture biologique), voire de mouvements (permaculture), répondant à des logiques socio-culturelles différentes des jardins créoles.

Quatrièmement, ces systèmes peuvent aussi relever de l'agriculture de subsistance, ils sont peu ou pas professionnalisés et ils ne s'inscrivent pas nécessairement dans des logiques marchandes (Sourisseau *et al.*, 2021). Pour ces raisons, ils restent en marge des organisations professionnelles et des politiques d'aides.

7.3.3.2. Les leviers pour protéger l'ultra-diversification de ces systèmes

Finalement, ces systèmes sont emblématiques du clivage avec les systèmes hégémoniques de la plantation qui sont ceux autour desquels se structure le régime sociotechnique dominant. Comment alors concevoir le développement de ces systèmes diversifiés ? Leur développement doit-il rester en marge ? De quelle manière peuvent-ils contribuer à la transition agroécologique ? Au-delà des freins agrotechniques, organisationnels et institutionnels véhiculés par les systèmes de production intensive, il existe aussi des freins propres aux systèmes ultra-diversifiés.

Sur le plan agrotechnique, notre expertise de terrain révèle que la fourniture d'agroéquipements adaptés au milieu tropical et aux systèmes diversifiés de petite échelle fait défaut. On voit, çà et là, des initiatives d'auto-construction ou d'ateliers de fabrication collectifs, pour répondre à cette déficience (exemple de l'augmentorium, outil de gestion agroécologique préventive des Mouches des fruits à La Réunion). Ces systèmes sont par ailleurs en grande partie composés de cultures orphelines, pour lesquelles il n'existe pas de modèles de référencement technique du fait du déficit de connaissances scientifiques concernant ces cultures. Le cas de la patate douce, très souvent assimilée à la pomme de terre, est un exemple. Le corollaire du manque de connaissances scientifiques est la difficulté de mettre en place des dispositifs de conseil et de formation, totalement dédiés à ces systèmes et non pas dérivés des cultures et de pratiques agronomiques intensives ou métropolitaines.

Sur le plan organisationnel, l'un des problèmes évoqués pour augmenter le rôle et l'impact des systèmes ultra-diversifiés dans la transition agroécologique est leur petite taille. Or celle-ci apparaît comme une caractéristique structurelle centrale, du fait de l'importance qu'occupe le facteur travail : ces systèmes sont intensifs en connaissances incorporées dans les individus. Cette petite taille des parcelles est également à la base du principe de diversification végétale, qui peut être observée à toutes les échelles spatiales considérées : systèmes de culture, exploitation, paysage.

Enfin, la question de la réorganisation des filières invitait à considérer non plus seulement des filières de produits homogènes mais des filières de produits joints sur le plan des saisons et des rendements (logique de paniers) émerge comme un élément essentiel de la transformation du régime sociotechnique dominant. En amont, cela permettrait aux producteurs impliqués dans ces systèmes diversifiés de tirer parti de la diversité et des complémentarités entre productions (économies de gamme). En aval, il s'agirait de promouvoir des logiques de commercialisation valorisant ces productions jointes (économies de gammes et de variétés). Plus largement, les innovations organisationnelles et institutionnelles à construire sont celles visant à sortir d'une logique de spécialisation des filières et des organisations professionnelles par produits. Ces changements devront passer par l'identification, la formulation et la reconnaissance d'une problématique en termes de poly-produits, à l'interface entre la sphère marchande et l'autoproduction. Ces caractéristiques sont, sur le plan symbolique, au

cœur des aspirations sociétales sans que cela ne parvienne à se concrétiser sur les marchés, malgré une demande de plus en plus affichée. Ces dynamiques seraient constitutives de niches d'innovations.

Du point de vue de l'approche conceptuelle des transitions, ces systèmes correspondent à des niches spécifiques, présentent des limites mais laissent aussi entrevoir un potentiel transformatif important. En effet, dans les termes de la MLP, ces niches incarnent les messages disruptifs du paysage sociotechnique. Toutefois, si un alignement entre niches et paysage sociotechnique est observé, les questions de l'insertion de ces systèmes ultra-diversifiés dans l'économie marchande et des innovations (techniques, organisationnelles dont ils sont porteurs) susceptibles de transformer le régime sociotechnique et les institutions en place restent posées. Par exemple, peut-on imaginer que la démonstration du rôle de la diversification dans la santé des agroécosystèmes illustrée par les jardins éveille chez des planteurs faisant face à des impasses phytosanitaires, l'envie de s'en inspirer ? Ces questions invitent à comprendre comment des innovations qui naissent à la périphérie du régime dominant peuvent parvenir à modifier tout ou partie de ce régime. Ce changement d'échelle est encore appelé *upscaling*.

7.3.4. Conclusion

Cette section a visé à analyser les déterminants socio-économiques, les stratégies des agriculteurs et des industriels d'amont et d'aval, ainsi que les évolutions agronomiques permettant d'envisager l'adoption d'innovations en matière de diversification végétale, ou de renforcer le développement des systèmes diversifiés existants.

La question de la diversification végétale dans les systèmes de culture ultra-marins s'appuie bien sur l'évolution historique de l'agriculture dans ces territoires, sur les évolutions techniques et agronomiques et sur la demande sociétale de plus en plus forte d'écologisation de l'agriculture. Mais cet enjeu de diversification végétale renvoie plus largement aux choix de structuration des filières agricoles et agro-industrielles, aux canaux de distribution, ainsi qu'aux modes d'alimentation et à la politique de qualité des produits. En effet, la promotion de la diversification des cultures dans les outre-mer passe non seulement par une transformation concrète et significative des systèmes de cultures, mais aussi, de façon non négligeable, par une gestion des équilibres entre les types de cultures.

Ainsi, si l'objectif est de diversifier les cultures, alors il conviendrait de libérer le foncier agricole de l'emprise des cultures non diversifiables, liée à la stabilité et à la résistance du régime dominant, au profit des cultures diversifiables. En complément, il serait nécessaire de soutenir les initiatives de préservation des savoir-faire et des plantes associés aux systèmes ultra-diversifiés. Il existe en effet un risque que la tendance à la simplification végétale, liée à l'uniformisation des pratiques agricoles de la Révolution verte, se poursuive, malgré les appels sociétaux au changement de paradigme. Ces évolutions impliquent des efforts importants en matière de sensibilisation auprès des différents acteurs, pour initier un virage vers la diversification dans les cultures de plantation.

Dans les DROM, on note des effets de blocage qui montrent que la diversification des couverts végétaux est une dynamique verrouillée par le régime sociotechnique dominant structuré par les agricultures de plantation. L'importance de ces freins reste réelle et n'a pas encore permis aux systèmes ultra-diversifiés de se diffuser et de s'insérer dans l'économie marchande. Des changements agrotechniques, organisationnels et institutionnels qui permettent aux systèmes ultra-diversifiés de trouver une centralité sont à promouvoir.

7.4. Conclusion du chapitre

Ce chapitre souligne l'originalité des DROM dans la pratique de la diversification végétale. Forts de leur patrimoine naturel et culturel, les DROM valorisent, à travers leur diversité cultivée, de nombreux savoirs, pratiques et expériences reposant sur des principes agroécologiques. Ces derniers sont expérimentés depuis longtemps dans des systèmes de production de petite dimension, en marge des systèmes de plantation. Cette pratique répandue de la diversification dans les DROM n'a pas été pensée et mise en œuvre pour la protection contre les bioagresseurs des cultures. Néanmoins, sa généralisation fait des DROM des cas d'étude singuliers et pertinents qui interpellent la recherche par leur capacité à intégrer les contraintes de l'environnement, la complexité des processus biotechniques qu'ils recouvrent, leur évolution au cours du temps.

Bien que numériquement nombreux (70 % des exploitations agricoles des DROM), ces systèmes diversifiés sont mal connus et imparfaitement caractérisés. N'étant pas toujours insérés dans l'économie marchande, ils échappent en partie à la statistique agricole (du fait de leur caractère informel). De plus, la littérature scientifique sur ces systèmes est peu fournie. D'une part, les articles relevés sur les DROM portent davantage sur les grandes cultures (canne à sucre, banane) et s'attachent peu à caractériser la diversité des systèmes de production. D'autre part, cette littérature n'est pas toujours récente et couvre de manière disparate les territoires ultramarins. La production scientifique est plus dense pour La Réunion, la Guadeloupe et la Martinique que pour la Guyane et Mayotte. Enfin, ces systèmes de production diversifiés connaissent des évolutions permanentes qui nécessitent une actualisation régulière des connaissances.

La présente synthèse caractérise, par une approche pluridisciplinaire, les systèmes de production diversifiés présents dans les DROM et appréhende leurs logiques de fonctionnement socio-économique et écologique. En mobilisant la littérature disponible et en s'appuyant sur des connaissances expertes, une typologie de ces systèmes est élaborée sur la base de gradients de diversification. Notre contribution souligne la grande diversité des systèmes de production existants et leur potentiel d'écologisation. Elle analyse les mécanismes, les processus et les dynamiques écologiques et socio-économiques qui s'y déploient. Nos résultats confirment le rôle moteur que pourraient jouer les systèmes (ultra)diversifiés pour une plus forte écologisation des systèmes agrialimentaires des DROM, mais ils montrent également leur fragilité, ainsi que les effets de verrouillage auxquels ils sont confrontés. Nos conclusions nous invitent à réfléchir plus largement aux enseignements qui pourraient être tirés de ces cas d'études ultramarins pour d'autres espaces, notamment les systèmes de production métropolitains.

7.4.1. Caractérisation et performance des systèmes diversifiés

Les DROM se caractérisent par la coexistence de systèmes de productions extrêmement divergents en termes d'usage de la diversité végétale. Dans les trois DROM historiques (Guadeloupe, Martinique, La Réunion), une part importante de la surface cultivée est occupée par une culture d'exportation, héritée du système de plantation qui prévalait lors de la colonisation, et qui présente un faible niveau d'écologisation (très souvent monocultures avec une faible insertion d'éléments semi-naturels). En marge de ces systèmes industriels, les paysages agricoles des DROM se caractérisent par une diversité végétale importante à différentes échelles. A fine échelle, au sein de la parcelle, les DROM offrent de nombreuses illustrations d'une ultra-diversification dans l'espace et dans le temps au travers des multiples formes du jardin créole (Degras, 2016 ; Le Bellec et Le Bellec, 2008), décrit à la fois comme un système de polyculture et de poly-élevage.

S'il reste emblématique des agricultures ultramarines, le jardin créole n'est toutefois pas la seule déclinaison de la diversification végétale dans ces territoires. Entre le jardin créole et la culture de plantation, les exploitations des DROM sont typiquement de petite taille, gérées par une unité familiale et reposent sur une diversité de productions (polyculture). Il existe un gradient d'appropriation des principes de l'agroécologie parmi les exploitants. Mais même si toutes les exploitations ne font pas un usage poussé de la diversité végétale et des principes de l'agroécologie, cette combinaison de taille et de généralisation de la polyculture produit à l'échelle du paysage une hétérogénéité de composition et de configuration très forte par rapport à ce que l'on rencontre habituellement dans l'hexagone.

En termes de modes de diversification, on voit que les associations interspécifiques dominent. Comme on l'a vu dans l'exemple des agrumes, il existe des exploitations qui font usage d'une diversité intraspécifique intra-parcellaire, mais cette stratégie ne semble pas majoritaire. Par ailleurs, la généralisation de la polyculture dans les exploitations relève d'une diversification de la fraction cultivée du paysage agricole. Enfin, s'il n'a pas été possible de le quantifier précisément, on peut faire l'hypothèse d'une forte insertion des éléments semi-naturels dans le paysage agricole, sous forme de haies, qui font l'objet de mesures d'accompagnement des pouvoirs publics, et de lambeaux de milieu naturel.

L'abondante littérature en agroécologie montre que la biodiversité cultivée est un levier agroécologique majeur qui favorise les régulations naturelles des bioagresseurs des cultures (voir Chapitre 3), et qui permet également aux producteurs de répartir les risques de production (aléas naturels ou marchands et pertes conséquentes en termes de rendements et de revenus). Les systèmes diversifiés ou ultra-diversifiés qu'on rencontre dans les DROM peuvent être considérés comme des modèles dont on peut s'inspirer pour développer la diversification végétale dans d'autres conditions de production. Tous les modes de diversification végétale y sont rencontrés et pratiqués dans les uns ou les autres systèmes.

Les études conduites dans les DROM apportent des résultats sur l'impact de la diversification végétale qui sont cohérents avec ceux acquis dans les systèmes tempérés, continentaux et métropolitains en particulier. Dans les DROM, la diversification constitue en effet un levier pour réduire la pression des bioagresseurs des cultures et pour réduire l'utilisation de pesticides. Elle accroît aussi la biodiversité associée et favorise les autres services écosystémiques. La diversification végétale des jardins ou des exploitations de type familial des DROM contribuent aussi à l'écologisation des paysages.

De plus, les études conduites dans les DROM apportent des résultats originaux et complémentaires de ceux obtenus dans les conditions tempérées et métropolitaines. Par exemple, les travaux de Durand *et al.* (2017) et de Bates *et al.* (2018) portant sur les Antilles françaises (Guadeloupe, Martinique) montrent que les systèmes diversifiés, comparativement aux systèmes monocultureux, présentent un bon niveau de performance écologique mesuré par l'impact de ces systèmes sur la qualité biologique des sols et les services écosystémiques fournis. Les systèmes les plus diversifiés sont également viables, au sens où ils permettent aux producteurs de dégager des revenus satisfaisants tout en préservant la qualité du sol, et ce en dépit de la survenue d'incertitudes (marchandes notamment). La qualité du sol comme condition nécessaire à l'amélioration des rendements et plus largement à la pérennité de l'activité est reconnue par les producteurs impliqués dans ces systèmes diversifiés, qui raisonnent leurs choix de pratiques et de production en considérant leurs impacts écologiques et économiques séquentiels (Bates et Angeon, 2022). Un autre résultat complémentaire d'importance porte sur l'approche systémique. Ainsi, à La Réunion, les études montrent qu'il est indispensable, dans le cadre d'une approche systémique de protection agroécologique des cultures, d'associer les pratiques de diversification végétale à d'autres pratiques agroécologiques (prophylaxie, lutte biologique, etc.), selon une mise en place ordonnée sur le terrain (Deguine *et al.*, 2018). Ce n'est que dans une telle approche, écologique, systémique et ordonnée, que l'on peut envisager des réductions importantes, voire la suppression, de l'utilisation de pesticides.

7.4.2. Des perspectives de renforcement des systèmes diversifiés malgré les verrouillages

La mobilisation de la grille de lecture de l'approche multi-niveaux des transitions (Geels, 2022) est éclairante pour analyser les verrouillages sociotechniques entravant la dynamique d'écologisation des systèmes de production ultramarins. Les verrous identifiés sont de diverses natures, et les leviers à mettre en œuvre pour les dépasser sont à envisager à différents niveaux.

L'un des verrous majeurs, et somme toute classique, est relatif au poids du régime sociotechnique dominant structuré par les grandes cultures d'export. La structuration du marché, l'organisation des filières et leur cloisonnement, les développements technologiques, les politiques publiques et les dispositifs d'aide associés, les modalités de conseil et d'encadrement technique, les pratiques des agriculteurs suivent un ordre économique et social établi qui révèle l'inertie du régime sociotechnique. Cet ordre économique et social reste surtout orienté en faveur de la spécialisation productive. Ainsi, les systèmes de production dominants restent peu diversifiés.

Le deuxième verrou important relevé est lié à des facteurs propres aux systèmes diversifiés. Ils concernent essentiellement leurs capacités internes d'organisation. Si au regard du déficit de connaissances disponibles (cultures orphelines, pilotage de systèmes complexes et incertains du fait de l'introduction de régulations naturelles), des innovations techniques sont régulièrement expérimentées par les agriculteurs à l'échelle de leurs exploitations, des innovations organisationnelles au-delà de l'exploitation sont à construire pour envisager, par exemple, la conception de filières diversifiées. Les points de blocages analysés se situent en aval des chaînes de valeur. Les lever nécessiterait de repenser la construction des systèmes de valeurs et de repenser les relations entre les acteurs de l'aval pour assurer des débouchés à une offre de produits joints.

En effet, les systèmes actuels d'évaluation des performances comme les méthodes de commercialisation sont basés sur le principe de la séparation des productions et de la stabilité des approvisionnements pour chacune d'elle. L'agriculture spécialisée est parfaitement adaptée à ces principes. Or, l'agriculture diversifiée fonde sa valeur (agronomique, écologique et économique) sur des productions jointes de paniers de biens ainsi que de services écosystémiques. L'évaluation de la valeur produite devrait donc reposer sur cette diversité et sur son impact écologique. De plus, tant les quantités que les qualités de ces paniers de biens sont soumises aux variations des conditions naturelles. Or, les critères traditionnels d'évaluation en aval des chaînes de valeur en vigueur dans la grande distribution (par exemple, constance de l'approvisionnement quelles que soient les conditions naturelles), mais aussi dans les critères d'octroi des aides publiques (par exemple, organisation en interprofessions selon les orientations productives des exploitations), ne prennent pas en compte ces critères.

De la même manière, une attention particulière doit être portée à la commercialisation des produits diversifiés, ces derniers s'inscrivant dans des démarches de réduction de pesticides. Or, à part le label « AB », très peu de signaux objectifs de la qualité environnementale des produits (marques, allégations, mentions communicantes) sont mobilisés dans les DROM. Cette situation pénalise aussi bien les producteurs que les consommateurs. Du côté de l'offre, le producteur ne perçoit pas le niveau de rémunération qu'il pourrait escompter, le prix des produits intégrant des attributs environnementaux s'alignant sur celui des produits issus de modes de production conventionnelle. Du côté de la demande, le consommateur ne percevant pas la qualité environnementale des biens, il subit une perte d'utilité. La question de la rémunération des producteurs et de la reconnaissance des attributs environnementaux des produits est donc essentielle pour assurer leur valorisation et promouvoir le développement des systèmes de production desquels ils sont issus.

Enfin, favoriser des mécanismes d'incitation à destination des producteurs et renforcer les dispositifs de formation et de conseil agricoles afin de mieux appréhender la gestion de la complexité et l'incertitude, leur permettraient de mieux tirer profit des systèmes diversifiés et de s'engager davantage dans la promotion de ces démarches.

L'ensemble de ces actions invite, d'une part à renforcer le niveau de connaissances sur les systèmes de production ultramarins et, d'autre part, à impulser des modifications substantielles des pratiques de l'ensemble des acteurs impliqués dans le secteur agricole et alimentaire.

7.4.3. Limites du travail et perspectives

L'amélioration des connaissances sur les systèmes diversifiés dans les DROM est un prérequis indispensable pour améliorer les trajectoires d'écologisation des exploitations agricoles et des filières. Car, comme indiqué antérieurement, la littérature scientifique sur les agricultures des DROM est peu dense. Le présent chapitre a donc mobilisé des connaissances expertes mais celles-ci restent liées au champ de compétences des auteurs (et donc limitées aux terrains qu'ils connaissent le mieux et à leur prisme disciplinaire). En conséquence, telle que menée, cette analyse de la diversification végétale dans les DROM n'a pas permis de couvrir les DROM de manière exhaustive ni même uniformément.

Un approfondissement du diagnostic sociotechnique dans les DROM permettrait certes de mieux appréhender l'hétérogénéité spatiale et temporelle des transitions mais également de bénéficier de la comparaison des expériences. Ces enseignements permettraient de produire des clés de lecture génériques sur les innovations à conduire pour accompagner l'écologisation de l'agriculture par le renforcement de la diversification. La mise en œuvre de ces innovations nécessite des dispositifs de coordination territoriale afin d'impulser sur le long terme des lignes d'actions convergentes.

Dans ce contexte, il serait utile de concevoir des observatoires sur les agricultures ultramarines permettant de capitaliser les informations sur les systèmes de production et leur évolution, et plus largement sur les systèmes sociotechniques. Ces observatoires fourniraient différents niveaux d'information sur les dimensions environnementales, avec notamment la mesure des performances agroécologiques des systèmes de production agricole diversifiés. Ils permettraient également de bien identifier les niveaux d'interaction et de complémentarité entre filières dans un contexte où les enjeux de (re)connexion entre agriculture et alimentation sont particulièrement importants compte tenu de la vulnérabilité des territoires ultramarins induite par le secteur agricole (dépendance extérieure induite par les systèmes de cultures ultraspécialisés d'export, faiblesse de l'insertion des systèmes diversifiés dans les circuits marchands notamment). Il s'agit de procéder plus largement à un travail collectif de (re)définition du rôle et de la place de l'agriculture dans les sociétés ultramarines pour en faire un facteur de résilience.

Bibliographie

- Adèle, M., (2016). *Le jaden, une approche historique et anthropologique d'un objet culturel au coeur des enjeux de développement économique, patrimonial et écologique dans la Martinique d'aujourd'hui*. Université des Antilles, 398.
- Agreste, (2019). Résultats économiques des exploitations agricoles - France : tableaux standard 2017 *Chiffres et Données* Ministère de l'agriculture et de l'alimentation. <https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Chd1902/cd2019-2bspca070319.pdf>
- Agreste, (2021). L'agriculture, la forêt, la pêche et les industries agroalimentaires. *GRAPH'AGRI 43ème édition* Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, Service de la statistique et de la prospective. 224. <https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/disaron/GraFra2021Integral/detail/>
- Agreste, (2022). Les visages de l'agriculture dans les départements d'outre-mer, Recensement agricole 2020.
- Agreste-Corse, (2015). Inventaire des vergers 2013 : l'arboriculture reste un atout pour l'agriculture corse. https://draaf.corse.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/InventaireVergers-Corse-2013_cle85d925.pdf
- Agreste-La-Réunion, (2019). Présentation de la filière fruits et légumes à La Réunion. http://daaf.reunion.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/2-filiere_fruit_legume_light_2_cle42ddc7.pdf
- Altieri, M.A., (1996). *Agroecology: The Science Of Sustainable Agriculture*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780429495465>
- Angeon, V.; Pecqueur, B., (2004). Proximité et capture de la réglementation. Le cas de la banane martiniquaise. 280 (1): 59-76. <https://doi.org/10.3406/ecoru.2004.5473>
- Angeon, V.; Bates, S., (2015). Reviewing Composite Vulnerability and Resilience Indexes: A Sustainable Approach and Application. *World Development*, 72: 140-162. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2015.02.011>
- Angeon, V.; Hoarau, J.-F., (2015). Les petites économies insulaires : un monde à part entière ? Nouveaux regards conceptuels et méthodologiques. *Région et Développement*, 42: 5-13. <https://hal.inrae.fr/hal-02641673>
- Angeon, V.; Crevoisier, O., (2019). Conceptualizing the agroecological transition: the economies of worth and the geographies of transition. *13th International conference of the European Society for Ecological Economics*, 18-21 June. Turku, Finland.
- Bates, S.; Angeon, V.; Desilles, A.; Saint-Pierre, P., (2018). Bounded set of economic uncertainty and robust viability: An illustration from farming systems. *Natural Resource Modeling*, 31 (3): 23. <https://doi.org/10.1111/nrm.12186>
- Bates, S.; Angeon, V., (2022). Prérequis à une transition agroécologique : Leçons issues de systèmes agricoles aux Antilles françaises. *French Regional Conference on Complex Systems*, 20-22 juin. Paris.
- Beckford, G.L., (1999). *Persistent Poverty: Underdevelopment in Plantation Economies of the Third World*. University Press of the West Indies.
- Beillouin, D.; Ben-Ari, T.; Malezieux, E.; Seufert, V.; Makowski, D., (2021). Positive but variable effects of crop diversification on biodiversity and ecosystem services. *Global Change Biology*, 27 (19): 4697-4710. <https://doi.org/10.1111/gcb.15747>
- Benoît, C., (2000). *Corps, jardins, mémoires. Anthropologie du corps et de l'espace à la Guadeloupe*. Paris: CNRS Éditions/Éditions de la Maison des sciences de l'homme.
- Best, L., (1968). Outlines of a model of pure plantation economy. *Social and Economic Studies*, 17 (3): 283-316.
- Best, L.; Levitt, K., (1968). *Externally Propelled Industrialisation and Growth in the Caribbean*. Montreal: McGill Centre for Developing Area Studies.
- Best, L.; Levitt, K., (1975). *Pure plantation economy*. St Augustine: Mimeo.
- Blazy, J.-M., (2011). De l'innovation à l'adoption de nouvelles pratiques dans la filière banane. *Innovations Agronomiques*, 16: 25-37.
- Bourquin, A., (2005). *Histoire des Petits-Blancs de la Réunion XIXe-début XXe siècles*. Paris: Karthala.
- Briguglio, L., (1995). Small island developing states and their economic vulnerabilities. *World Development*, 23 (9): 1615-1632. [https://doi.org/10.1016/0305-750x\(95\)00065-k](https://doi.org/10.1016/0305-750x(95)00065-k)

- Briguglio, L., (2014). A Vulnerability and Resilience Framework for Small States. 76.
<https://doi.org/10.14217/9781848599185-5-en>
- Cabidoche, Y.-M., (2009). La connaissance des sols tropicaux. In: Bruckler, L.; Balesdent, J.; Stengel, P., eds. *Le sol*. Éditions Quae. <https://www.quae.com/produit/1023/9782759203017/le-sol>
- Cabidoche, Y.-M.; Lesueur-Jannoyer, M., (2011). Long term pollution of soils in French West Indies: how to manage chlordecone contamination?
- Pollution durable des sols par la chlordécone aux Antilles : comment la gérer ? *CIAG 2011 Carrefours de l'innovation agronomique*. Lamentin, Guadeloupe, France
- Paris (France). 2011-11-03. INRA, 220 p. <https://hal.inrae.fr/hal-02750073>
- Célestine-Myrtil-Marlin, D., (1992). *Pour une autre approche de la filière canne en Guadeloupe. Bilan et potentialités*. INRA-CIRAD-UAG-ORSTOM.
- Célimène, F.; Watson, B., (1991). *Économie politique caribéenne*. Paris: Economica.
- Chabanne, F., (2013). *Diagnostic agraire au Nord Grande-Terre, Guadeloupe*. AgroParisTech.
- Chambre d'agriculture de La Réunion (2019). Gestion du foreur des tiges. Une solution agro-écologique. Chambre d'agriculture de La Réunion, Saint-Denis (Réunion), 2 p.
- Chastel, J.-M., (1995). *Le rôle des institutions dans l'évolution de la filière canne à sucre à la Réunion*. Thèse. Ecole nationale supérieure agronomique de Montpellier, Montpellier, France. 345.
<https://www.theses.fr/1995ENSA0024>
- Chevalier, C., (2017). *Jardins créoles en Guadeloupe : un modèle agroécologique ?* Université catholique de Louvain.
- Colbert, J.-B., (1685). Le code noir ou Edit du Roy : Recueil d'édits, déclarations et arrêts concernant les esclaves nègres de l'Amérique. <https://www.assemblee-nationale.fr/histoire/esclavage/code-noir.pdf>
- DDAF-Mayotte, (2016). Le jardin mahorais : modèle d'agroécologie mais quel avenir ? *Agreste N°68 - Conjoncture et évolution des prix des produits agricoles*. https://daaf.mayotte.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/Septembre_-_Le_jardin_mahorais_cle09c1a3.pdf
- DDAF-Mayotte, (2018a). L'Agroforesterie à Mayotte. *Agreste N°87 - Conjoncture et évolution des prix des produits agricoles*. https://daaf.mayotte.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/Avril-Agroforesterie_a_Mayotte-87_cle8abfb2.pdf
- DDAF-Mayotte, (2018b). Les structures d'exploitation du réseau AgriRéférénts. *Agreste N°85 - Conjoncture et évolution des prix des produits agricoles*. https://daaf.mayotte.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/Fevrier-Enquete_structures_Agrireferents_Mayotte-85_cle4612e7.pdf
- Degras, L., (2016). *Le jardin créole - Repères culturels, scientifiques et techniques*. Jasor.
- Deguine, J.P.; Atiama-Nurbel, T.; Aubertot, J.N.; Augusseau, X.; Atiama, M.; Jacquot, M.; Reynaud, B., (2015). Agroecological management of cucurbit-infesting fruit fly: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (3): 937-965. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0290-5>
- Deguine, J.-P.; Gloanec, C.; Laurent, P.; Ratnadass, A.; Aubertot, J.-N., (2017). *Agroecological Crop Protection*. Springer Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-94-024-1185-0>
- Deguine, J.P.; Jacquot, M.; Allibert, A.; Chiroleu, F.; Graindorge, R.; Laurent, P.; Lambert, G.; Albon, B.; Marquier, M.; Gloanec, C.; Vanhuffel, L.; Vincenot, D.; Aubertot, J.N., (2018). Agroecological Protection of Mango Orchards in La Reunion. In: Gaba, S.; Smith, B.; Lichtfouse, E., eds. *Sustainable Agriculture Reviews 28: Ecology for Agriculture*. Cham: Springer International Publishing Ag (Sustainable Agriculture Reviews), 249-307.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-90309-5_8
- Deguine, J.-P.; Aubertot, J.-N.; De Cambiaire, J.-C.; Cresson, C.; Fares, M.h.; Lambert, G.; Marquier, M.; Nurbel, T.; Laurent, P.; Vanhuffel, L.; Vincenot, D., (2019). Development of agroecological horticultural systems in Réunion. In: Côte, F.-X.; Poirier-Magona, E.; Perret, S.; Roudier, P.; Rapidel, B.; Thirion, M.-C., eds. *The agroecological transition of agricultural systems in the Global South*. Versailles, France: Ed. Quae (Agricultures et défis du monde) CIRAD-BIOS-UMR PVBMT (REU); INRA (FRA); ITAB (FRA); INRA (FRA); CNRS (FRA); FDGDON (REU); ARMEFLHOR (REU); Université de la Réunion (REU); Chambre d'agriculture de la Réunion (REU); Chambre d'agriculture de la Réunion (REU), 127-140. <https://www.quae-open.com/produit/114/9782759230570/the-agroecological-transition-of-agricultural-systems-in-the-global-south>

- Deguine, J.-P.; Franck, A.; Jacquot, M.; Vincenot, D., (2019). *Reconnaître et favoriser les auxiliaires des cultures à La Réunion*. Cirad, Chambre d'agriculture de La Réunion.
- Deguine, J.-P.; Muru, D.; Plessix, S., (2019). Interactions Between Flowering Plants and Arthropods in Organic Agroecosystems: A Review and Case Study. In: Chandran, S.; Unni, M.R.; Thomas, S., eds. *Organic Farming: Global Perspectives and Methods*. Cambridge: Woodhead Publ Ltd (Woodhead Publishing Series in Food Science Technology and Nutrition), 213-249. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-813272-2.00008-2>
- Deguine, J.-P.; Atiama-Nurbel, T.; Vanhuffel, L.; Cresson, C., (2019). Recent advances in organic cultivation of chayote (*Sechium edule*) in Reunion Island. *Organic Agriculture*, 10 (2): 135-143. <https://doi.org/10.1007/s13165-019-00255-5>
- Deguine, J.-P.; Franck, A.; Jacquot, M.; Vincenot, D., (2020). *Les amis de nos jardins*. Editions Orphie.
- Deguine, J.P.; Robin, M.H.; Corrales, D.C.; Vedy-Zecchini, M.A.; Doizy, A.; Chiroleu, F.; Quesnel, G.; Paitard, I.; Bohanec, M.; Aubertot, J.N., (2021). Qualitative modeling of fruit fly injuries on chayote in Reunion: Development and transfer to users. *Crop Protection*, 139: 11. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2020.105367>
- Deguine, J.-P.; Aubertot, J.-N.; Bellon, S.; Côte, F.; Lauri, P.-E.; Lescourret, F.; Ratnadass, A.; Scopel, E.; Andrieu, N.; Bàrberi, P.; Becker, N.; Bouyer, J.; Brévault, T.; Cerdan, C.; Cortesero, A.-M.; Dangles, O.; Delatte, H.; Dinh, P.T.Y.; Dreyer, H.; Duru, M.; Flor, R.J.; Gardarin, A.; Husson, O.; Jacquot, M.; Javelle, A.; Justes, E.; Lam, M.T.X.; Launay, M.; Le, V.V.; Longis, S.; Martin, J.; Munier-Jolain, N.; Nguyen, N.T.T.; Nguyen, T.T.N.; Penvern, S.; Petit, S.; Poisot, A.-S.; Robin, M.-H.; Rolland, B.; Rusch, A.; Sabourin, E.; Sanguin, H.; Sarthou, J.-P.; Sester, M.; Simon, S.; Sourisseau, J.-M.; Steinberg, C.; Tchamitchian, M.; Thoumazeau, A.; Tibi, A.; Tivet, F.; Tixier, P.; Trinh, X.T.; Vialatte, A.; Wyckhuys, K.; Lamichhane, J.R., (2023). Chapter One - Agroecological crop protection for sustainable agriculture. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy*. Academic Press, 1-59. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0065211322001092>
- Deverre, C., (1990). Crise sucrière et réforme foncière en Guadeloupe. Les structures agraires face au changement économique et social. 17. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.244188>
- Dorel, M.; Tixier, P.; Zanoletti, S., (2011). Alternative practices to chemical inputs in banana production Alternatives aux intrants chimiques en culture bananière. *Innovations Agronomiques*, 16: 1-11. <https://hal.inrae.fr/hal-02647340>
- Ducrot, A., (2014). *L'agriculture familiale en Guadeloupe : contours, caractéristiques et potentiel pour un système de soutien spécifique*, 23. Basse-Terre: DAAF Guadeloupe/ Service statistique.
- Dupre, M.; Michels, T.; Le Gal, P.Y., (2017). Diverse dynamics in agroecological transitions on fruit tree farms. *European Journal of Agronomy*, 90: 23-33. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.07.002>
- Durand, M.H.; Desilles, A.; Saint-Pierre, P.; Angeon, V.; Ozier-Lafontaine, H., (2017). Agroecological transition: A viability model to assess soil restoration. *Natural Resource Modeling*, 30 (3): 29. <https://doi.org/10.1111/nrm.12134>
- Duru, M., (2014). Un cadre conceptuel pour penser maintenant (et organiser demain), la transition agroécologique de l'agriculture dans les territoires. *Cahiers Agricultures*, 23 (2): 84-95. <https://www.cahiersagricultures.fr/articles/cagri/pdf/2014/02/cagri2014232p84.pdf>
- Duru, M.; Therond, O.; Fares, M., (2015). Designing agroecological transitions; A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (4): 1237-1257. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0318-x>
- FAO, (2010). Climate-Smart Agriculture: Policies, Practices and Financing for Food Security, Adaptation and Mitigation. *The Hague Conference on Agriculture, Food Security and Climate change*. https://www.fao.org/fileadmin/user_upload/newsroom/docs/the-hague-conference-fao-paper.pdf
- Ferguson, R.S.; Lovell, S.T., (2014). Permaculture for agroecology: design, movement, practice, and worldview. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34 (2): 251-274. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0181-6>
- Ferraton, N.; Touzard, I., (2009). *Comprendre l'agriculture familiale : Diagnostic des systèmes de production*. Éditions Quae et CTA, Presses agronomiques de Gembloux (*Agricultures tropicales en poche*). <https://www.quae.com/produit/34/9782759203406/comprendre-l-agriculture-familiale>
- Furtado, C., (1966). Desarrollo y estancamiento en América Latina (Enfoque estructuralista). *Desarrollo Económico*, 6 (22/23): 191-225. <https://doi.org/10.2307/3465725>

- Furtado, C., (1976). *Le Mythe du développement économique*,. Paris: Edition Anthropos.
- Geels, F.W., (2002). Technological transitions as evolutionary reconfiguration processes: a multi-level perspective and a case-study. *Research Policy*, 31 (8-9): 1257-1274. [https://doi.org/10.1016/s0048-7333\(02\)00062-8](https://doi.org/10.1016/s0048-7333(02)00062-8)
- Girvan, N., (2005). W.A. Lewis, the Plantation School and Dependency: An Interpretation. *Social and Economic Studies*, 54 (3): 198-221. <http://www.jstor.org/stable/27866435>
- Girvan, N., (2009). Caribbean Community: The Elusive Quest for Economic Integration. In: Downes, A., ed. *Growth and Development Strategies for the Caribbean*. Barbados: Caribbean Development Bank, 199-218.
- Gottwald, T.R.; Graça, J.V.d.; Bassanezi, R.B., (2007). Citrus Huanglongbing: The Pathogen and Its Impact. *Plant Health Progress*, 8 (1): 31. <https://doi.org/10.1094/php-2007-0906-01-rv>
- Guillaumont, P., (2010). Assessing the Economic Vulnerability of Small Island Developing States and the Least Developed Countries. *Journal of Development Studies*, 46 (5): 828-854. <https://doi.org/10.1080/00220381003623814>
- Ho, H.Q., (2008). *La Réunion, 1882-1960: histoire économique: colonage, salariat et sous-développement*. L'Harmattan. <https://www.editions-harmattan.fr/livre-la-reunion-1882-1960-histoire-economique-hai-quang-ho-9782296056398-26717.html>
- INRA, (2015). Atelier Trans'Act pour une petite agriculture familiale. Vers une performance socio-économique dans une logique agroécologique. Le Gosier, Guadeloupe.
- INSEE, (2020). Mémento 2019 (Guadeloupe, Martinique, Réunion, Guyane) et 2018 (Mayotte).
- Jacob, V.; Tibere, R.; Nibouche, S., (2021). Few Sensory Cues Differentiate Host and Dead-End Trap Plant for the Sugarcane Spotted Borer *Chilo sacchariphagus* (Lepidoptera: Crambidae). *Journal of Chemical Ecology*, 47 (2): 153-166. <https://doi.org/10.1007/s10886-020-01240-z>
- Laurent, P.; Gloanec, C., (2017). Promotion and transfer through vocational training: ACP-PQUC. In: Deguine, J.P.; Gloanec, C.; Laurent, P.; Ratnadass, A.; Aubertot, J.N., eds. *Agroecological Crop Protection*. Springer Dordrecht, 249 p. <https://doi.org/10.1007/978-94-024-1185-0>
- Le Bellec, F.; Le Bellec, V., (2008). *Le jardin créole - Produire en respectant l'environnement* Orphie.
- Le Coq, J.-F.; Sabourin, E.; Bonin, M.; Freguin-Gresh, S.; Marzin, J.; Niederle, P.; Patrouilleau, M.M.; Vásquez, L., (2020). Public policy support for agroecology in Latin America: Lessons and perspectives. *Global Journal of Ecology*, 5 (1): 129-138. <https://doi.org/10.17352/gje.000032>
- Levratto, N., (2007). *Comprendre les économies d'outremer*. Paris: L'Harmattan.
- Marzin, J.; Freguin-Gresh, S.; Angeon, V.; Andrieu, N.; Banoviez Urrutia, V.; Cerdan, C.; Huat, J.; Daviron, B., (2021). *Étude sur les freins et leviers à l'autosuffisance alimentaire : vers de nouveaux modèles agricoles dans les départements et régions d'outre-mer*: Cirad, chemin de Baillarguet, 34980 Montferrier-sur-Lez. <https://hal.inrae.fr/hal-03528053>
- Miatekela, J., (2015). *La petite agriculture saint-lucienne et martiniquaise face aux défis de la modernisation*. Université des Antilles et de la Guyane, 464.
- Nibouche, S.; Tibere, R.; Costet, L., (2012). The use of *Erianthus arundinaceus* as a trap crop for the stem borer *Chilo sacchariphagus* reduces yield losses in sugarcane: Preliminary results. *Crop Protection*, 42: 10-15. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2012.06.003>
- Nibouche, S.; Tibere, R.; Costet, L., (2019). *Erianthus arundinaceus* as a trap crop for the sugarcane stem borer *Chilo sacchariphagus*: Field validation and disease risk assessment. *Crop Protection*, 124: 5. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.104877>
- Ozier Lafontaine, H.; Boval, M.; Alexandre, G., G.; Chave, M.; Grandisson, M., (2011). Towards sustainable agricultural systems to meet food needs in the French West Indies and Guyana context
- Vers l'émergence de nouveaux systèmes agricoles durables pour la satisfaction des besoins alimentaires aux Antilles-Guyane. *Innovations Agronomiques*, 16: 135-152. <https://hal.inrae.fr/hal-02642737>
- Ozier-Lafontaine, H., (2020). Le jardin créole : un îlot dans l'archipel des biodiversités du monde. *Horti-Écologie - De la tradition au renouveau*. Société Nationale d'horticulture de France. <https://www.jardinsdefrance.org/le-jardin-creole-un-ilot-dans-l-archipel-des-biodiversites-du-monde/>

- Paredis, E., (2011). Sustainability Transitions and the Nature of Technology. *Foundations of Science*, 16 (2-3): 195-225. <https://doi.org/10.1007/s10699-010-9197-4>
- Prebisch, R., (1950). *The economic development of Latin America and its principal problems*. New York: United Nations Department of Social and Economic Affairs.
- Prebisch, R., (1963). *Hacia una dinámica del desarrollo latinoamericano: con un apéndice sobre El falso dilema entre desarrollo económico y estabilidad monetaria*. México: Fondo de Cultura Económica. <https://hdl.handle.net/11362/14230>
- Reintjes, C.; Haverkort, B.; Waters-Bayer, A., (1992). *Farming for the Future : An introduction to Low-External-Input and Sustainable Agriculture*. London: MacMillan Press. <https://edepot.wur.nl/419516>
- Rey, M., (2019). *Caractérisation et évaluation des performances agronomiques et économiques du jardin mahorais*. Mayotte: ISA Lille, 114 p.
- Salembier, C.; Segrestin, B.; Berthet, E.; Weil, B.; Meynard, J.M., (2018). Genealogy of design reasoning in agronomy: Lessons for supporting the design of agricultural systems. *Agricultural Systems*, 164: 277-290. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.05.005>
- Schiller, K.; Godek, W.; Klerkx, L.; Poortvliet, P.M., (2020). Nicaragua's agroecological transition: Transformation or reconfiguration of the agri-food regime? *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 44 (5): 611-628. <https://doi.org/10.1080/21683565.2019.1667939>
- Schnakenbourg, C., (1977). Statistiques pour l'histoire de l'économie de plantation en Guadeloupe et Martinique (1635-1835). *Les Annales des Antilles : bulletin de la Société d'histoire de la Martinique*, (21): 3-121.
- Schnakenbourg, C., (2013). *Beauport (1732-1990). Une grande aventure industrielle de Guadeloupe*. Pointe-à-Pitre: Jasor Editions.
- Smeralda, J., (2015). *La culture de l'entraide. Un modèle d'économie alternative. Le cas de la Martinique*. . Marseille: Centre Littéraire d'Impression Provençal.
- Sourisseau, J.-M.; Gaillard, C.; Bouard, S.; Goldin, M.; Angeon, V.; Hazoumé, D.; Apithy, L., (2021). Mesurer les revenus agricoles en Nouvelle-Calédonie et en Guadeloupe. Méthodes et enseignements. *Notes et Etudes Socio-Economiques*, (49): 63-102. <https://agriculture.gouv.fr/notes-et-etudes-socio-economiques-ndeg49>
- Tixier, P.; Lavigne, C.; Alvarez, S.; Gauquier, A.; Blanchard, M.; Ripoche, A.; Achard, R., (2011). Model evaluation of cover crops, application to eleven species for banana cropping systems. *European Journal of Agronomy*, 34 (2): 53-61. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2010.10.004>
- Vilna, T., (2021). Pratiques remarquables du réseau DEPHY : Le Desmodium, une plante de couverture efficace pour lutter contre les herbes indésirables. https://ecophytopic.fr/sites/default/files/2022-04/PRATIQUE_70CA97AR_Tropic%20Martinique%287%29.pdf
- Welker, C.A.D.; McKain, M.R.; Vorontsova, M.S.; Peichoto, M.C.; Kellogg, E.A., (2019). Plastome phylogenomics of sugarcane and relatives confirms the segregation of the genus *Triplidium* (Poaceae: Andropogoneae). *Taxon*, 68 (2): 246-267. <https://doi.org/10.1002/tax.12030>
- Zébus, M.-F., (1999). Paysannerie et économie de plantation. Le cas de la Guadeloupe, 1848-1980. *Ruralia*, 05.

Chapitre 8.

Conclusion générale

Auteurs : Aude Vialatte, Vincent Martinet, Anaïs Tibi

Sommaire

Introduction.....	922
8.1. Principaux enseignements issus de l'analyse bibliographique.....	924
8.1.1. Diversifier la végétation des parcelles et des paysages agricoles est un levier pour protéger les cultures	924
8.1.2. La diversification végétale est favorable à la biodiversité et aux services écosystémiques dont bénéficient les agriculteurs et la société	928
8.1.3. Les systèmes diversifiés présentent des niveaux de rendement souvent supérieurs aux systèmes peu diversifiés.....	929
8.1.4. La diversification végétale a des effets à la fois positifs et négatifs sur la rentabilité économique de l'exploitation	930
8.1.5. Pour favoriser la diversification végétale, des verrous sont à lever au sein des filières agricoles et dans les territoires	933
8.1.6. Les politiques publiques sont un déterminant clef du déploiement de la diversification végétale	937
8.2. Perspectives : diversification végétale des systèmes de culture et enjeux environnementaux	942
8.2.1. Quelle place peut avoir la diversification végétale dans la transition vers une agriculture sans pesticides ?	942
8.2.2. La diversification végétale des systèmes agricoles face au défi du changement climatique.....	943
8.3. Besoins de recherche et de travaux complémentaires pour combler les lacunes identifiées dans l'ESCO	944
8.3.1. Comblent des lacunes de connaissances	944
8.3.1.1. Cibler les parents pauvres des recherches actuelles.....	944
8.3.1.2. Continuer à repousser les fronts de science	945
8.3.1.3. Acquérir et/ou accéder à des données sur les enjeux de protection des cultures, le niveau de déploiement et les performances économiques des systèmes diversifiés.....	945
8.3.1.4. Aider à concevoir et à évaluer des politiques publiques favorables au déploiement de la diversification	946
8.3.2. Elargir les perspectives de l'évaluation des systèmes diversifiés	948
8.3.2.1. Définir des théories générales sur les effets de la diversification	948
8.3.2.2. Déployer des dispositifs d'expérimentation adaptés à l'étude des systèmes diversifiés	948
Bibliographie	951

Introduction

Pour répondre à la saisine adressée à INRAE par les ministères de l'agriculture, de l'environnement et de la recherche, l'ESCo s'est basée sur un cadre conceptuel multi-échelles représentant un système socio-écologique agricole, au sein duquel les composantes socio-technico-économiques et agroécologiques sont en interaction dynamique (Figure 8-1).

Ce cadre illustre le fait que les actions des agriculteurs résultent, d'une part, (i) des possibilités et contraintes technico-économiques déterminées par les caractéristiques de leur exploitation agricole, son environnement pédoclimatique, son insertion dans des filières et, de manière plus large, le contexte macroéconomique, socio-culturel et institutionnel, et, d'autre part, (ii) du contexte agroécologique, c'est-à-dire des dynamiques écologiques au sein des écosystèmes (notamment agricoles) environnants. Les pratiques agricoles façonnent le paysage et les écosystèmes, et influencent en retour ces dynamiques écologiques, ce qui peut modifier le contexte des décisions de l'agriculteur. Ces boucles de rétroaction doivent être prises en compte pour penser la place de la diversification dans la protection des cultures.

Dans la logique de ce cadre conceptuel, nous avons d'abord dressé un état des lieux des enjeux de protection des cultures en France (Chapitre 1), identifiant les principaux bioagresseurs par culture, ainsi que les principales stratégies de protection utilisées (éléments ⑤ et ⑥ dans le cadre conceptuel). Cette première analyse a mis en lumière les contextes pour lesquels il y a un enjeu fort à développer des stratégies de protection des cultures favorisant les régulations naturelles des bioagresseurs, soit pour des raisons économiques (pertes potentielles importantes au niveau des exploitations ou des filières), soit pour des raisons environnementales (usage important de pesticides à l'échelle de l'exploitation ou globalement). Nous avons ensuite décrit les différents niveaux d'organisation socio-économiques impliqués dans les choix influençant la diversité végétale dans les espaces agricoles, et les stratégies de protection des cultures (Chapitre 2), en présentant à la fois les déterminants des choix des exploitants agricoles (éléments ⑦ et ⑪) et leurs interactions avec les autres acteurs dans les filières (éléments ⑧ et ⑨), ainsi que la manière dont le contexte socio-économique et les politiques publiques (élément ⑩) peuvent les influencer. Ces interactions et ce contexte étant évolutifs, nous avons présenté la trajectoire historique qui a conduit après la deuxième guerre mondiale à une simplification des systèmes de production à toutes les échelles en Europe, et les inflexions récentes qui poussent à considérer la diversification comme un élément important d'une agriculture durable.

Le Chapitre 3 synthétise les effets de la diversité végétale sur la régulation des bioagresseurs. Nous avons catégorisé les différents modes de diversification végétale selon l'échelle spatiale et l'échelle temporelle de leur déploiement (①a), ainsi que les organismes bioagresseurs et leurs ennemis naturels selon leurs traits de vie (①b). Nous avons identifié les mécanismes écologiques reliant les modes de diversification avec les dynamiques de population des bioagresseurs et de leurs ennemis naturels, et intervenant ainsi dans la régulation (② à ⑤).

Dans le Chapitre 5, nous avons analysé le lien entre (i) la diversité végétale et (ii) la biodiversité associée, les services écosystémiques qu'elle sous-tend et la production agricole (éléments ① et ⑥). Ce chapitre offre également un premier éclairage sur la manière dont la diversité végétale à différentes échelles influence les interactions entre services écosystémiques (synergies et antagonismes).

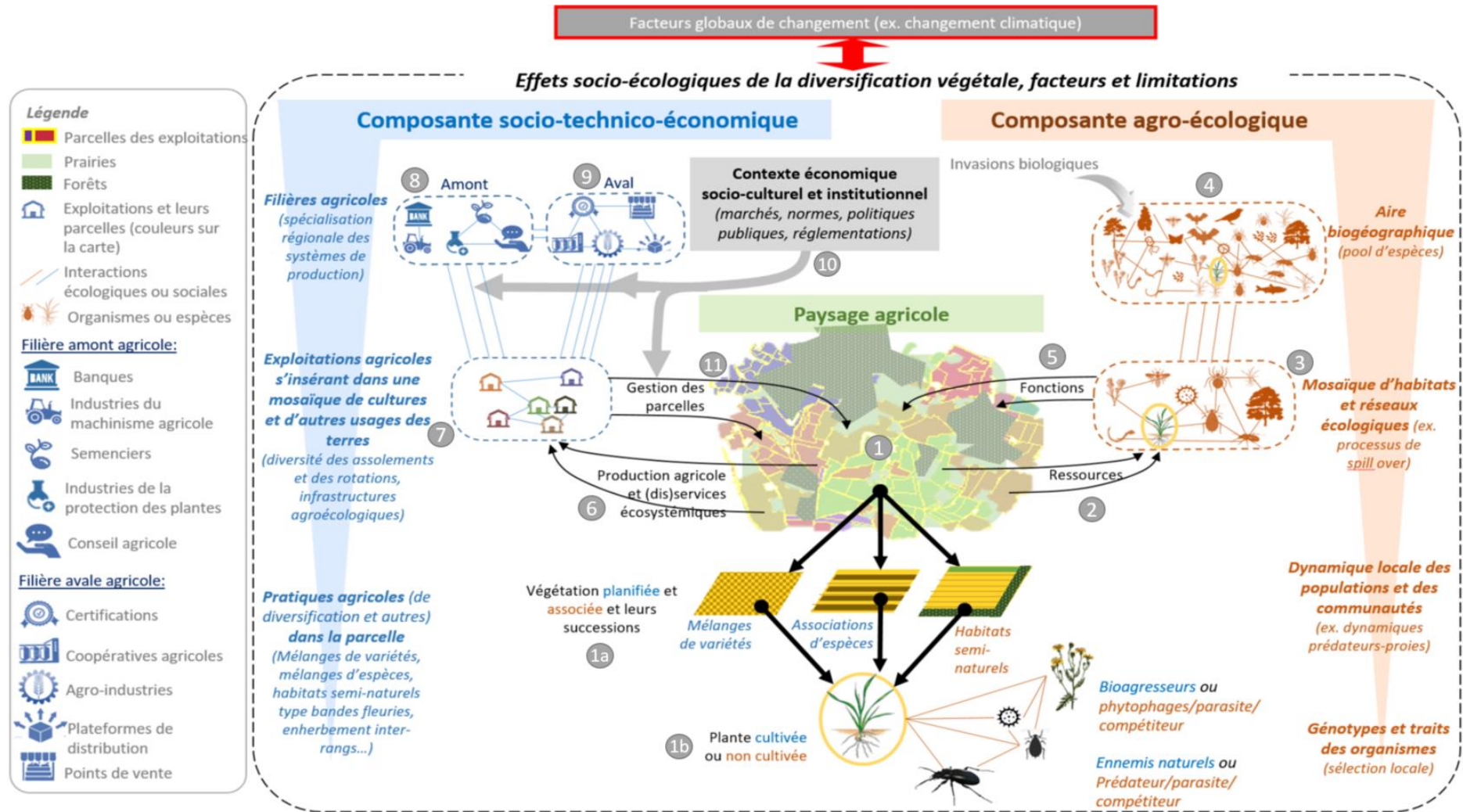
Le Chapitre 6 synthétise la littérature traitant des conditions de déploiement de stratégies de protection des cultures basées sur la diversification végétale. Nous nous sommes focalisés sur les freins à l'adoption et les perspectives d'accompagnement et de levée de ces freins (éléments ⑦ à ⑪).

Le Chapitre 7 appréhende les différents niveaux d'organisation agroécologiques et socio-technico-économiques du cadre conceptuel dans les systèmes de culture des Départements et Régions d'Outre-Mer (DROM), dont les spécificités historiques, biogéographiques, sociales, économiques et politiques appellent à une analyse systémique dédiée.

Le présent chapitre 8 tire, quant à lui, les enseignements généraux de l'ESCo. La section 8.1 récapitule les principales conclusions issues de l'analyse bibliographique. Ces enseignements sont mis en perspective dans la section 8.2 par rapport à deux questionnements : (i) la place des systèmes et paysages agricoles diversifiés dans une transition de grande ampleur de l'agriculture vers le zéro pesticide, et (ii) la contribution de la diversification végétale à l'adaptation et à l'atténuation du changement climatique. Enfin, la section 8.3 synthétise les besoins de recherche et de travaux complémentaires pour combler les lacunes de connaissances identifiées dans le cadre de l'ESCo.

Figure 8-1. Cadre conceptuel de l'ESCO ReguNat pour analyser les effets, les facteurs et les limites socio-technico-économiques et agro-écologiques de la diversification végétale dans les paysages agricoles pour réguler les bioagresseurs des cultures. D'après Vialatte *et al.* (2021).

Les pastilles numérotées guident la lecture du schéma et illustrent les boucles de rétroaction entre les éléments de la composante agro-écologique et ceux de la composante socio-technico-économique (voir le texte pour la description de chaque élément numéroté).



8.1. Principaux enseignements issus de l'analyse bibliographique

L'analyse de la littérature montre sans ambiguïté que chaque mode de diversification végétale peut contribuer à la régulation des bioagresseurs des cultures, et ce, souvent de manière significative. Par ailleurs, on constate que les systèmes diversifiés hébergent généralement une plus grande biodiversité associée et fournissent davantage de services écosystémiques (au-delà de leur contribution à la régulation naturelle des bioagresseurs). De plus, les travaux quantitatifs conduits à l'échelle mondiale concluent que les rendements des systèmes diversifiés sont en moyenne plus élevés que dans les systèmes moins diversifiés. La rentabilité des modes de diversification à l'échelle de l'exploitation agricole est toutefois rarement suffisante, au moins à court terme, pour inciter à dépasser les verrous liés à l'organisation des filières dans le contexte socio-technico-économique actuel. Pour lever ces verrous, la littérature met en avant la pertinence d'un accompagnement par des politiques publiques, justifié notamment par les bénéfices sociaux de la diversification végétale des espaces agricoles.

8.1.1. Diversifier la végétation des parcelles et des paysages agricoles est un levier pour protéger les cultures

L'un des deux objectifs principaux de l'ESCO était d'identifier les effets de la diversité de la végétation cultivée et semi-naturelle sur les différentes catégories de bioagresseurs et d'en comprendre les mécanismes. La diversification au sein des parcelles et des paysages agricoles peut résulter d'une large gamme de pratiques agronomiques déployées à diverses échelles spatiales (parcelle, paysage) et temporelles (saison culturale, rotation), l'implantation d'éléments semi-naturels au sein de l'exploitation, ou encore la gestion coordonnée des assolements et des éléments semi-naturels à l'échelle d'un territoire plus large. Pour évaluer le potentiel offert par la diversification végétale pour protéger les cultures, différents modes de diversification ont été considérés individuellement : la diversification intra-parcellaire intra-spécifique (mélanges de variétés, variétés paysannes ou traditionnelles), la diversification intra-parcellaire interspécifique (cultures associées, agroforesterie, végétation inter-rang, couverts d'interculture), les rotations (incluant l'implantation de couverts durant l'interculture), la diversification de la part cultivée du paysage (assolements et configuration des parcellaires) et la diversité des éléments semi-naturels présents dans et entre les parcelles (Figure 8-2).

Figure 8-2. Illustrations de quelques modes de diversification végétale. (a) Mélanges de variétés de blé dur (diversification intra-spécifique) ©Hélène Fréville ; (b) Association céréale-légumineuse (diversification interspécifique) ©Audrey Alignier ; (c) Rotation diversifiée avec du lin ©INRAE ; (d) Paysage diversifié avec prairies, haies et bois (diversité des éléments semi-naturels) ©Aude Vialatte



En premier lieu, il convient de rappeler que la **quantification** des effets de la diversification végétale sur la réduction des populations de bioagresseurs des cultures est très difficile voire impossible à établir de façon générique en raison de la diversité des situations étudiées, y compris pour une modalité de diversification donnée. En effet, les articles traitent d'une grande diversité de bioagresseurs, de plantes cultivées et non cultivées, de pratiques agricoles, de zones biogéographiques, de contextes climatiques. Les systèmes de

référence auxquels sont comparés les systèmes diversifiés diffèrent également d'une étude à l'autre. D'un point de vue méthodologique, la diversité des métriques employées pour évaluer la régulation naturelle des bioagresseurs rend difficile la comparaison des effets estimés. De plus, la quantification relative des effets de la diversification végétale nécessiterait un travail dédié de méta-analyse (à condition que la quantité d'études primaires sur chacun des modes de diversification soit suffisant), non conduit dans le cadre de l'ESCO.

La synthèse bibliographique réalisée dans le Chapitre 3 montre que chaque catégorie de bioagresseurs peut être régulée par au moins un mode de diversification. Dans la majorité des cas (couples « mode de diversification - catégorie de bioagresseur »), la littérature fait consensus sur l'effet régulateur de la diversité végétale. Toutefois, le niveau de consensus est variable selon les modes de diversification (avec, par exemple, un fort niveau de consensus sur l'effet des mélanges variétaux sur les maladies aériennes, et un niveau de consensus moindre sur l'effet de l'agroforesterie sur les insectes phytophages en milieu tempéré). Par ailleurs, un effet positif bien démontré dans la littérature ne préjuge pas nécessairement de l'intensité de cet effet. L'efficacité d'un mode de diversification sur un bioagresseur dépend en effet des mécanismes impliqués, qui sont eux-mêmes fonction des traits de vie des bioagresseurs et de leurs ennemis naturels, le cas échéant.

Globalement, il apparaît que les **adventices** sont principalement régulées par la **diversité interspécifique à l'échelle parcellaire** (associations de cultures) et les **rotations**. Les principaux traits des adventices impliqués dans les effets de la diversification végétale sont les traits démographiques (comme la fréquence et le mode de reproduction) et de survie (sous forme de graine par exemple). Les associations d'espèces agissent *via* leur arrangement spatial, qui favorise la compétition pour les différentes ressources, notamment la lumière. L'allélopathie, faisant intervenir la production de substances chimiques, est fréquemment évoquée comme une modalité importante de la compétition entre plantes (notamment en système agroforestier) mais ceci reste à démontrer. Les effets régulateurs des modes de diversification mobilisant la diversité végétale liée à la composante cultivée et/ou non cultivée (c'est à dire les éléments semi-naturels) du paysage restent quant à eux principalement théoriques et très peu étudiés¹. La littérature est quasi-inexistante sur l'effet de la diversification intraspécifique sur la régulation des adventices et les rares effets rapportés sont non significatifs.

Les **insectes ravageurs** peuvent être régulés à l'échelle de la parcelle par la diversité interspécifique (et dans une moindre mesure intraspécifique), et à l'échelle du paysage, par la diversification des cultures. Généralement, la présence d'éléments semi-naturels (ESN) favorise les ennemis naturels (tant en abondance qu'en diversité), toutefois sans que les conséquences sur la régulation des bioagresseurs ne soient établies. Les principaux traits des insectes qui modulent les effets de la diversification sont le degré de spécialisation du bioagresseur vis-à-vis des plantes hôtes, et sa capacité de dispersion. Les mécanismes intervenant dans leur régulation sont nombreux et principalement associés à la réduction de la disponibilité spatiale et temporelle des ressources (notamment l'abondance de la culture cible) aux échelles intra-parcellaires et paysagères, ainsi qu'à l'abondance des ennemis naturels.

Les **agents pathogènes aériens** ont été très largement étudiés à l'échelle de la parcelle, beaucoup moins à l'échelle du paysage, en tout cas expérimentalement. Quelques cultures dominent la littérature, en particulier les céréales à paille. A l'échelle de la parcelle, certains de leurs bioagresseurs peuvent être régulés par la diversité intra-spécifique et les rotations et, dans une moindre mesure, par la diversité interspécifique. Les preuves des effets de la diversité végétale à l'échelle du paysage sont surtout théoriques et résultent de travaux de modélisation : la fragmentation des paysages et les barrières à la dispersion (comme les haies) ont un effet attendu positif, mais des effets négatifs des habitats semi-naturels sur l'incidence de certaines maladies en parcelle ont pu être observés, du fait de la présence de plantes hôtes relais. Les principaux traits des agents pathogènes impliqués dans les effets de la diversification végétale sont la spécialisation à l'hôte, le caractère polycyclique de la maladie et la période de latence et (traits démographiques), ainsi que la capacité de dispersion. Les mécanismes intervenant dans leur régulation sont principalement les effets de dilution/concentration de l'hôte, l'effet barrière et l'effet du microclimat. Les **agents pathogènes telluriques** présentent des réponses moins marquées à la diversification (notamment intra-spécifique) que les agents pathogènes aériens compte tenu de leur plus faible capacité de dispersion. Toutefois, leur faible capacité de dispersion les rend d'autant plus sensibles à la diversification temporelle des cultures (rotations).

¹ Il n'en reste pas moins que certaines études sont néanmoins remarquables de par l'ampleur des jeux de données rassemblés. C'est notamment le cas de l'étude multi-pays d'Alignier *et al.* (2020), considérant 1451 parcelles réparties dans 432 paysages situés dans sept régions européennes (Allemagne, UK, France, Espagne) et une canadienne. Cet article traite de l'effet du paysage (configuration et composition) sur la diversité végétale intra-parcellaire en tant que support d'organismes ayant un rôle dans la régulation biologique d'une partie de cette diversité, la flore adventice.

Les **autres bioagresseurs**, comme les insectes telluriques, les nématodes, les gastéropodes et les acariens ont globalement été peu étudiés et la littérature scientifique y fait très peu référence. Une exception notable est l'étude de l'effet des rotations sur les nématodes, d'autant plus susceptibles d'être régulés par les rotations qu'ils sont peu mobiles.

Si la littérature converge dans la grande majorité des cas en faveur d'une capacité de la diversité végétale à réguler les populations de bioagresseurs, il faut souligner que le risque d'inefficacité, voire d'effet adverse d'un mode de diversification sur la régulation de certains bioagresseurs, dans un contexte spécifique, est réel. De tels cas ont été décrits pour l'ensemble des modes de diversification, empêchant de dégager un consensus en faveur d'un effet positif ou négatif pour certains couples « mode de diversification – catégorie de bioagresseurs ». Cette absence de consensus, par exemple concernant l'effet des ESN sur les insectes ravageurs aériens, s'explique par la sensibilité des effets de certains mécanismes écologiques aux traits de vie des organismes en jeu (comme la capacité et le mode de dispersion, la spécialisation d'hôte ou les formes de survie).

Certains travaux relatent également une latence d'expression des processus écologiques pour les modes de diversification à larges échelles spatiales (diversité des éléments semi-naturels, gestion des assolements dans les paysages), ainsi que pour certains modes de diversification intra-parcellaires. C'est notamment le cas dans les systèmes agroforestiers, incluant des arbres dont la croissance est lente par nature, ou dans celui des rotations, dont l'effet sur l'évolution des caractéristiques biologiques de l'écosystème s'exprime progressivement.

La **dépendance au contexte** est également un résultat majeur et transversal qui est ressorti de l'analyse bibliographique : les pratiques agricoles et les conditions climatiques locales et leurs variations interannuelles modulent de façon importante les effets régulateurs des modes de diversification végétale. Toutefois, notre synthèse montre que **lorsqu'un mode de diversification est pensé et optimisé dans un objectif de régulation clairement identifié (d'un bioagresseur donné, tel qu'affiché dans les articles), son effet sur la régulation est fréquemment positif**. Quand c'est un autre objectif qui est visé par la diversification végétale (par exemple gestion de la fertilité du sol, performance économique), les effets de régulation résultent d'observations secondaires ou connexes et ces derniers apparaissent moins probants. De telles études constituent une grande partie des cas témoignant des effets nuls ou négatifs de la diversification sur la régulation des bioagresseurs. Le type d'objectif visé par la mise en œuvre du mode de diversification est donc un déterminant majeur de son effet (sens, intensité) sur la régulation des bioagresseurs.

Ainsi, **il n'y a pas de prescription générique possible des modes de diversification pour assurer la régulation des bioagresseurs**. Ce constat les place en opposition avec les stratégies de lutte chimique dont les conditions de déploiement et l'efficacité sont peu dépendantes du contexte pédoclimatique. Une expertise et des évaluations *ad hoc* sont donc requises pour adapter aux contextes de production locaux le ou les modes de diversification à déployer en priorité pour réguler les bioagresseurs cibles, voire favoriser la biodiversité locale et fournir tels services écosystémiques (SE) attendus dans le territoire (*cf. infra*).

La littérature n'aborde que très rarement les conséquences de la mise en œuvre de modes de diversification végétale sur la réduction des dégâts ou des dommages sur les cultures. Toutefois, les résultats illustrent le **potentiel des modes de diversification pour soutenir la régulation naturelle des bioagresseurs**. Lorsque c'est le cas, ces **effets sont majoritairement évalués dans des conditions de pratiques agricoles conventionnelles (c'est-à-dire, avec des variétés adaptées à une conduite avec un usage important d'intrants dont les pesticides de synthèse)**. La littérature avance deux hypothèses quant à l'impact du contexte d'évaluation sur l'intensité des effets de régulation observés. D'une part, les perturbations exercées par l'utilisation généralisée des pesticides sur les organismes présents dans les espaces agricoles amoindrirait le potentiel de régulation. De l'autre, l'usage de pesticides dans les paysages limiterait la pression des bioagresseurs y compris pour les parcelles non traitées (effet dit « parapluie chimique »), induisant une surestimation des effets régulateurs des modalités de diversification expérimentées à une échelle locale. Un certain nombre d'informations scientifiques tendent cependant à pencher en faveur de la première hypothèse. De ce fait, l'amplitude des effets de régulation observés dans le contexte actuel pourrait être sous-estimée. Dès lors, un déploiement spatial et temporel large de stratégies de protection des cultures basées sur la diversification végétale pourrait aboutir à des effets amplifiés sur la régulation naturelle.

En contrepoint, il est nécessaire de prendre en compte le **biais de publication scientifique : les études ont globalement tendance à se focaliser préférentiellement sur des effets à la fois positifs, marqués, et les plus probables à obtenir**. Il en résulte une surreprésentation des résultats positifs des modes de diversification. Si

cette surreprésentation est difficile à quantifier, elle semble particulièrement prononcée pour deux modes de diversification : les mélanges de variétés (largement dominés par les travaux sur le blé pour la régulation des maladies) et, dans une moindre mesure, les associations interspécifiques (dominées par les travaux sur les associations céréales à paille-légumineuses).

Enfin, la synthèse identifie des lacunes dans l'acquisition de certaines connaissances. En premier lieu, la littérature considère de façon inégale les différentes cultures et bioagresseurs cibles : les céréales à paille et le groupe taxonomique des pucerons sont par exemple particulièrement étudiés, alors que les cultures maraichères, les insectes telluriques, nématodes, gastéropodes, acariens et plantes parasites sont étudiés de façon anecdotique. Concernant les modes de diversification, les connaissances s'avèrent particulièrement lacunaires dans le cas des éléments semi-naturels et de la diversité des assolements dans les paysages. L'analyse de leurs effets agrège souvent une diversité de composition (Figure 8-3) et de configuration de ces habitats (Bartual *et al.*, 2019). Les travaux les concernant portent davantage sur l'abondance des ennemis naturels que sur la régulation des bioagresseurs qui pourrait en découler.

Figure 8-3. La dénomination de haie regroupe une diversité de linéaires de ligneux. (A) Haie plantée dans une ferme expérimentale (plateforme CASYS) en Bourgogne ; (B) Haie bocagère dans la zone atelier Armorique en Bretagne ; (C) Haie de talus dans le Lauragais en Occitanie. © INRAE



De plus, seule une petite part des déclinaisons possibles des modes de diversification est considérée dans les études scientifiques. Par exemple, la proportion des rotations étudiées par rapport au nombre total de rotations théoriquement possibles, à partir du nombre de types de cultures actuellement pratiquées, est très réduite (voir par exemple Bohan *et al.*, 2021). Du fait de l'abondante littérature nord-américaine sur ce sujet, la plupart des résultats concernent une diversification relativement modérée des rotations (rotations à 2 ou 3 cultures comparées à des situations de monoculture, modèle plus largement répandu aux USA qu'en Europe). Nous connaissons finalement encore assez peu le véritable potentiel des rotations diversifiées comme mode de gestion des bioagresseurs, si ce n'est que leur adoption a révolutionné la protection des cultures (ainsi que la gestion de la fertilité des sols, et, en conséquence, les rendements). Par ailleurs, les connaissances sont produites dans le contexte d'une sélection variétale focalisée sur les espèces les plus cultivées dans une perspective de maximisation des rendements, impliquant des niveaux d'intrants de synthèse élevés et l'absence de diversification intra-parcellaire. Dans ce contexte, les variétés disponibles pour être étudiées dans les systèmes diversifiés, ne sont pas nécessairement les plus adaptées à de tels systèmes (*cf. section 8.1.5*).

Enfin, la combinaison de modes de diversification est un angle mort de la littérature. Il est pourtant nécessaire de comprendre les effets de combinaisons de modes de diversification pour anticiper leur potentiel de régulation de cortèges de bioagresseurs étant donné que chaque mode, considéré individuellement, ne donne pas toujours satisfaction, et que les effets de la combinaison de différents modes ne sont pas additifs.

8.1.2. La diversification végétale est favorable à la biodiversité et aux services écosystémiques dont bénéficient les agriculteurs et la société

En s'appuyant principalement sur deux méta-synthèses récentes agrégeant les résultats de méta-analyses, l'ESCo identifie les principaux liens entre diversification végétale des espaces agricoles, biodiversité et fourniture d'un ensemble de services écosystémiques (SE) en plus de la régulation naturelle des bioagresseurs : la fertilité du sol, la régulation de l'eau (quantité et qualité), l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre (incluant le stockage du carbone) et la pollinisation. Si ces méta-synthèses mettent en évidence des corrélations entre diversité végétale et biodiversité associée ou services écosystémiques, elles ne permettent pas d'en inférer des liens de causalité.

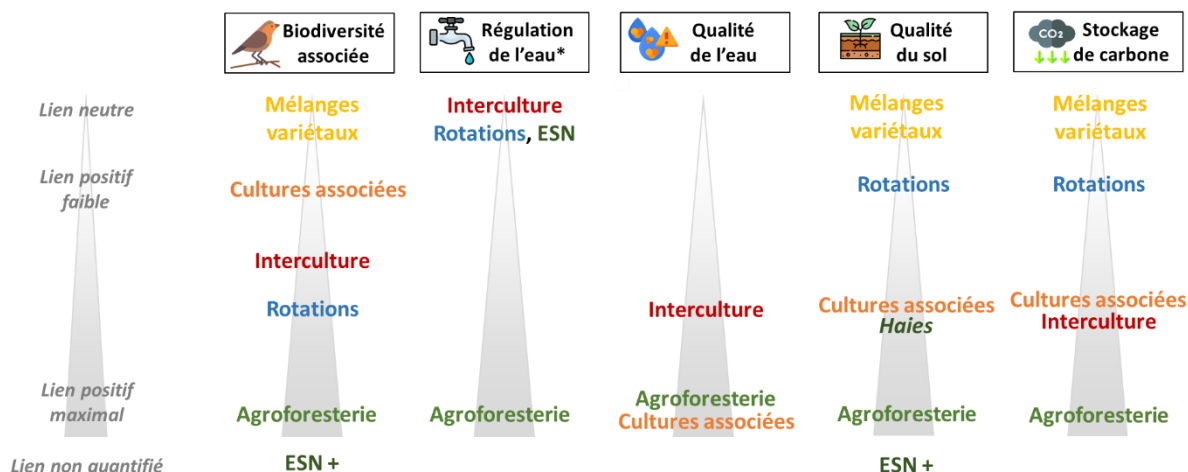
Il en ressort que les liens estimés entre la diversité végétale (qu'elle soit cultivée ou naturelle) et la biodiversité sont positifs mais avec une intensité différente selon le mode de diversification (non significatif à 86 % par rapport à la situation de référence « non diversifiée »). Les liens entre diversité cultivée et SE sont majoritairement positifs, plus rarement neutres et exceptionnellement négatifs (augmentation de 29 % des gaz à effet de serre pour les couverts d'interculture du fait de leurs modalités de gestion). A noter que ces méta-synthèses confortent en outre l'analyse plus fine réalisée dans le chapitre 3 en estimant que les liens entre la diversité végétale et la régulation des bioagresseurs sont fortement positifs (+40 % à +125 %).

En rassemblant l'ensemble des résultats, les modes de diversification apparaissent plus ou moins intéressants vis-à-vis de la biodiversité et de la fourniture de services écosystémiques (Figure 8-4).

Figure 8-4. Hiérarchisation des modes de diversification végétale en fonction de leurs liens avec la régulation naturelle des bioagresseurs, la biodiversité associée et la fourniture de services écosystémiques.

Seules les catégories de services écosystémiques dont les liens avec la diversité végétale sont suffisamment renseignés sont incluses dans ce schéma (* régulation quantitative de l'eau). Seules les modalités de diversification pour lesquelles des liens sont renseignés dans Tamburini *et al.* (2020) ou Beillouin *et al.* (2021) apparaissent sur le schéma. La force du lien est indiquée en pourcentage. NS : lien non significatif. Les liens positifs entre les éléments semi-naturels (ESN) et la biodiversité et les services ne sont pas quantifiés, empêchant de les positionner relativement aux autres modalités de diversification.

Source : auteurs à partir des résultats des méta-synthèses de Tamburini *et al.* (2020) et Beillouin *et al.* (2021).



Cette hiérarchisation s'appuie uniquement sur la comparaison entre des situations plus ou moins diversifiées. Il ressort que les mélanges de variétés (diversification intraspécifique intra-parcellaire) ont plutôt des liens neutres ou faibles avec la biodiversité et la fourniture de SE (sont représentés ici le stockage de carbone et la qualité des sols, les autres SE n'étant renseignés que de façon parcellaire dans les références). A l'inverse, l'agroforesterie, au moins telle que pratiquée en Afrique et en Asie, constitue un mode de diversification ayant les liens positifs les plus forts avec la biodiversité et la fourniture de SE. Les couverts d'interculture, si elles sont très fortement et positivement associées à une meilleure régulation naturelle, ont des liens positifs de moins grande intensité

avec la biodiversité et la fourniture de SE. Ainsi, les couverts d'interculture mais aussi les rotations, les haies et les cultures intercalaires se positionnent de façon plutôt « intermédiaire » en termes de bénéfices associés. Enfin, le positionnement relatif des modes de diversification basés sur les éléments semi-naturels reste à étudier du fait d'absence d'évaluation quantitative relative dans les méta-analyses, mais les liens s'avèrent positifs avec la régulation naturelle, la biodiversité et la fourniture de SE dans la littérature.

8.1.3. Les systèmes diversifiés présentent des niveaux de rendement souvent supérieurs aux systèmes peu diversifiés

Le rendement d'une culture, déterminée par la performance physiologique des plantes qui compose un couvert diversifié ou non, dépend d'un ensemble de facteurs, dont l'effet des bioagresseurs, mais également de processus considérés comme des services écosystémiques que la diversification peut favoriser (fertilité des sols, pollinisation, etc.). D'après les deux méta-synthèses récentes mentionnées ci-dessus, **le lien entre la diversité végétale et le rendement est généralement positif lorsque la diversification concerne la végétation cultivée (+2 % à 47 %), et neutre lorsqu'elle concerne les éléments semi-naturels**, en comparaison avec des cultures pures (par ex. pour évaluer les effets des mélanges de variétés ou d'espèces) ou des monocultures (par ex. pour évaluer l'effet des rotations). Il est à noter que ces estimations de rendement ne tiennent pas compte des éventuels produits liés aux ESN (éléments ligneux) ou de l'agroforesterie (bois de chauffage, petits fruits, etc.).

Ces tendances se retrouvent dans la littérature mobilisée pour analyser plus spécifiquement les effets de chaque mode de diversification sur la régulation des bioagresseurs (section 8.1.1). Ainsi, si de faibles gains de rendement sont observés avec les mélanges de variétés (en moyenne autour de 3 %, souvent non significatifs), la littérature insiste sur le bénéfice que constitue **la stabilisation interannuelle des rendements** recherchée par les agriculteurs lorsqu'ils emploient ces mélanges. **Ces gains de rendement sont notables avec les rotations (10-20 %)² et surtout avec les associations d'espèces, au moins pour l'une des espèces composant le mélange (de l'ordre de 20 à 40 % de gain)**, le rendement pouvant être inchangé pour l'autre espèce. Les rendements ne sont globalement pas affectés par la présence des ESN.

Ces ordres de grandeur, issus de travaux portant sur le monde entier, peuvent toutefois être transposés à la France, en particulier pour les modalités de diversification intra-parcellaire. En effet, ils sont en grande partie confirmés par les travaux économiques portant sur la diversification à finalité de protection des cultures dans des contextes agroécologiques et économiques comparables au contexte français. Même si cette littérature n'est pas très abondante, on peut citer les tendances qu'elle suggère³. Les études portant sur les **mélanges variétaux** (en grandes cultures) suggèrent un effet significatif légèrement positif sur le rendement et stabilisateur à l'échelle pluriannuelle. Le cas des **variétés traditionnelles et paysannes** est également étudié, et la littérature documente des rendements moindres, qui sont à l'origine de l'abandon historique de ces variétés.⁴ Une étude sur l'utilisation de **plantes de services**, sous la forme de couverts végétaux dans les inter-rangs de vigne en substitution à l'usage de glyphosate pour contrôler les adventices, montre que cette pratique est associée à un rendement inférieur. Pour les **mélanges de cultures de rente**, documentés en grande culture, la littérature converge sur des gains de rendements, que ce soit sur des mélanges céréales-légumineuses ou céréales-oléagineux. La littérature économique portant sur la diversification des rotations est plus mitigée au sujet des rendements que la littérature en sciences biologiques et rapporte à la fois des cas d'effet positif, négatifs et neutre sur les rendements. L'importance de l'intention qui préside à la conception de la rotation est soulignée. L'amélioration des rendements de la culture suivante est ainsi observée lorsque la culture introduite permet de casser le cycle d'un bioagresseur ou *via* l'utilisation de la biofumigation. A noter que dans le cas de l'introduction d'une nouvelle culture auparavant non assolée par l'agriculteur, une fluctuation du rendement de cette culture peut exister par manque de connaissances sur sa conduite (ce qui incite par exemple les agriculteurs à abandonner les légumineuses lorsqu'ils ne parviennent pas à maîtriser les techniques culturales associées). Les quelques études analysant l'effet des cultures intercalaires sur les rendements documentent des

² A noter qu'une synthèse très récente conclut que la **diversification de la rotation par insertion d'une légumineuse** induit un gain de rendement sur la culture suivant la légumineuse, de +20 % en moyenne à l'échelle mondiale, et de l'ordre de +15 % en contexte européen (Zhao *et al.*, 2022).

³ Notons que le mécanisme à l'origine du gain de rendement n'est pas toujours lié au contrôle des bioagresseurs.

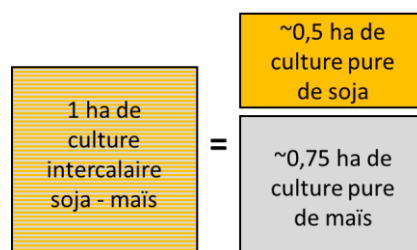
⁴ Le regain d'intérêt pour ces variétés est lié à des stratégies de valorisation de niche (voir sous-section 8.1.4).

effets plutôt ambigus (parfois négatifs, parfois positifs) très dépendants du contexte. **L'introduction d'ESN** induit plutôt des pertes de production dans les études économiques référencées, essentiellement du fait de la perte de surface cultivée (voir discussion ci-dessous).

Ces estimations de gains de rendement à l'hectare sont cependant à mettre en regard de l'impact du déploiement des différents modes de diversification sur les superficies réellement dédiées à la production. En effet, la mise en œuvre de certains modes de diversification peut réduire les surfaces cultivées – comme c'est le cas avec l'implantation d'ESN sur la parcelle –, ou au contraire les « augmenter » – comme avec l'usage de certaines cultures associées qui peuvent produire des rendements équivalents à des cultures pures sur une plus faible surface (indice du Land Equivalent Ratio ou LER, Figure 8-5). La relation entre gain de rendement associé aux modes de diversification et perte ou gain de surface productive constitue un angle mort de l'analyse.

Figure 8-5. Illustration du ratio d'équivalence des terres (LER).

On suppose que le rendement en culture pure du maïs est de 12 t-ha⁻¹ et celui du soja de 3 t-ha⁻¹. Supposons maintenant qu'une culture intercalaire avec 50% de maïs et 50% de soja ait un rendement de 9 t-ha⁻¹ de maïs et un rendement de 1,5 t-ha⁻¹ de soja. Pour obtenir les mêmes rendements avec des cultures uniques, il faudrait 0,75 ha de maïs et 0,5 ha de soja. Le rapport d'équivalence des terres est donc de 1,25. La culture intercalaire utilise 20 % de terres en moins que ce qui est nécessaire pour obtenir le même rendement avec des cultures uniques. D'après Van der Werf (2021).



8.1.4. La diversification végétale a des effets à la fois positifs et négatifs sur la rentabilité économique de l'exploitation

L'un des verrous les plus évoqués dans la littérature relative aux déterminants des choix des agriculteurs est le verrou économique, lié à la **rentabilité de la diversification** et à son effet sur la **variabilité des revenus** dans le temps.

La rentabilité d'une exploitation agricole dépend de nombreux facteurs, schématisés dans la Figure 8-6⁵. Il y a, d'une part, les recettes qui sont impactées par la production (résultante du rendement de chaque culture et de l'assolement correspondant) et par les prix de vente (qui dépendent des débouchés).⁶ Il y a, d'autre part, un ensemble de coûts propres aux différentes productions (intrants) ou au fonctionnement de l'exploitation (équipements, frais généraux, travail salarié). C'est à partir de cette rentabilité que l'agriculteur génère un revenu et/ou investit pour son exploitation. Notons que les subventions (globales ou associées à une culture) peuvent augmenter les recettes (et le revenu), mais ne sont pas explicitement représentées sur le graphique. Cette dimension est discutée en section 8.1.6.

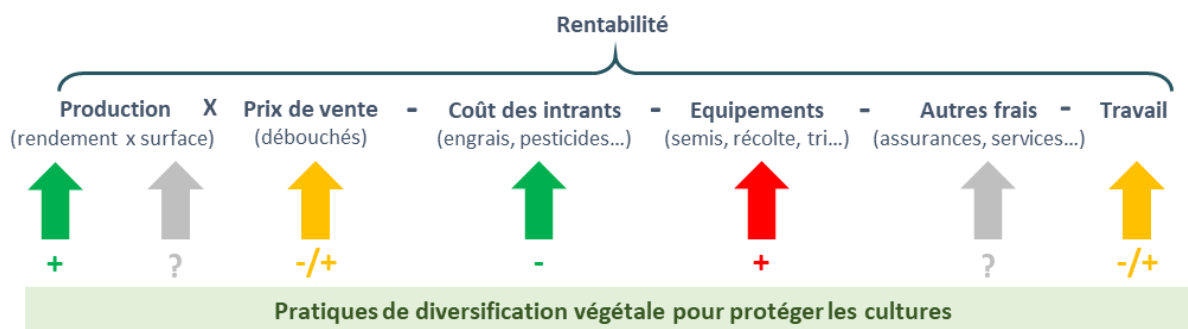
⁵ La rentabilité est ici définie comme l'Excédent Brut d'Exploitation (EBE). Le schéma simplifie volontairement les déterminants de son calcul.

⁶ Les recettes pourraient inclure d'autres sources, comme les revenus locatifs pour du matériel ou de la terre, le travail pour un tiers... Ces éléments ne sont pas considérés ici.

Figure 8-6. Représentation schématique des facteurs entrant dans le calcul de la rentabilité d'une exploitation agricole, et de la façon dont la diversification d'un système de culture affecte la rentabilité. Les éléments relatifs au revenu de la production (trois termes de gauche) sont à considérer à l'échelle de l'exploitation, comme la somme des produits de la valorisation des différentes cultures. Source : auteurs.

Les symboles traduisent l'effet de la diversification sur chaque composante : augmentation (+) ; diminution (-) ; effet ambigu (+/-) ; effet inconnu (?). La couleur des flèches traduit le sens de l'effet sur la rentabilité : effet positif (vert) ; effet négatif rentabilité (rouge) ; effet ambigu (jaune) ; information insuffisante (gris).

Par exemple : la diversification tend à favoriser le rendement (+) ce qui augmente la rentabilité (flèche verte), mais peut à augmenter le coût associé à certains équipements (+) ce qui amoindrit la rentabilité (flèche rouge).



Peu de travaux évaluent les impacts économiques, pour l'exploitation agricole, **de la diversification végétale** en lien spécifique avec l'enjeu de protection des cultures. La rentabilité de tels systèmes est d'autant plus difficile à estimer que les modes de diversification étudiés affectent une grande partie des déterminants de la rentabilité dans des directions (et avec des magnitudes) diverses. De plus, les pratiques de diversification végétale sont souvent associées à d'autres pratiques basées sur des principes agroécologiques (par exemple pratiques liées à l'amélioration du sol), elles-mêmes jouant sur la rentabilité. Nous avons détaillé les effets sur le rendement dans la sous-section 8.1.3, mais la diversification peut aussi affecter les surfaces allouées à chaque culture, ainsi que le prix de vente des produits (positivement ou négativement) en modifiant leur qualité et donc leurs débouchés potentiels. Elle peut induire des économies d'intrants (de pesticides, notamment), mais occasionner des dépenses supplémentaires en équipement (par exemple semoir spécifique si plusieurs espèces sont semées dans une même parcelle). Elle peut modifier les besoins en assurance ou en conseil, et donc les coûts associés. L'effet sur le travail peut être ambivalent, avec une augmentation de la complexité des tâches (et des besoins de connaissances), mais aussi possiblement un écrêtage des pics de la charge de travail. Au final, l'effet combiné sur la rentabilité de l'exploitation sera contingent, et **aucun résultat générique** ne peut être déduit *a priori*.

Cette limite étant soulignée, il est tout de même possible de donner quelques indications sur ce que la littérature rapporte à ce sujet, même si ces résultats sont à prendre avec toutes les précautions relatives à leur manque de réplcation.

A l'échelle intra-parcellaire, les articles étudiant l'adoption de **mélanges variétaux** concluent que ce mode de diversification ne semble pas affecter significativement la rentabilité de l'exploitation, mais peut stabiliser les revenus. Le cas des **semences paysannes / variétés traditionnelles en grandes cultures** est intéressant car, bien qu'associé à des rendements moindres et à un manque de rentabilité en général, il peut donner lieu à une production **rentable dans des stratégies de niche**, lorsque l'agriculteur contrôle la distribution de sa production en circuit court, soit par une activité jointe de transformation (ex : meunerie et boulangerie paysanne), soit par l'association avec des utilisateurs (restaurateurs, consommateurs finaux dans une AMAP, etc.) qui valorisent les produits issus de ces variétés pour leurs qualités particulières : propriétés organoleptiques, proximité de l'approvisionnement, saisonnalité, mode de production respectueux de l'environnement, etc. La diversification dans le maraîchage peut bénéficier des mêmes stratégies de vente directe ou de circuit court, canaux de distribution dans lesquels les consommateurs sont moins exigeants sur l'aspect visuel des fruits et légumes que les distributeurs de grandes et moyennes surfaces. Les quelques articles étudiant la rentabilité des **plantes de services** concluent à une faible rentabilité. Enfin, le mode de diversification le plus étudié est le **mélange de cultures de rentes**, qui s'avère rentable en dépit des surcoûts liés aux agroéquipements (pour le semis, la récolte et le tri notamment).

Au niveau de l'exploitation, la **diversification des rotations et des assolements** par l'introduction d'une nouvelle culture (en général, une culture mineure) donne des résultats très variables (quelques effets positifs, parfois

négatifs, souvent neutres), en fonction des cas d'étude. La non-rentabilité vient généralement du fait qu'introduire de nouvelles cultures dans des systèmes de production actuellement spécialisés sur les cultures les plus rentables suppose de fait d'assoler des cultures plutôt moins rentables (notamment en raison de débouchés limités et/ou d'efforts de R&D peu soutenus sur sa production). L'absence de rentabilité peut aussi s'expliquer par le manque de connaissances de l'agriculteur sur la conduite de ces nouvelles cultures. De même, l'**implantation d'éléments semis-naturels** n'est pas jugée rentable sans subventions, du moins à court terme.

Au-delà de ces cas d'études isolés, qui souligne l'aspect contingent des effets de la diversification sur la rentabilité des exploitations, l'analyse globale de cette littérature permet de tirer quelques enseignements généraux sur certains déterminants de la rentabilité. De manière générale, les modes de diversification étudiés sont **plus performants économiquement en contexte de forte pression de bioagresseurs**. Ce résultat est à mettre en regard avec les effets agroécologiques présentés dans la section 8.1.1, ainsi qu'à l'effet de « stabilisation des rendements » présenté dans la section 8.1.3. Par ailleurs, la performance économique de nombreux modes de diversification est aussi plus importante **en systèmes à bas niveaux d'intrants, notamment en agriculture biologique**. La rentabilité économique est aussi renforcée dans des contextes économiques de prix de la production bas ou de **coût des intrants élevés**, qui permettent d'une part de réduire les effets d'une éventuelle perte de rendement et de renforcer les effets « économies d'intrant ». Enfin, sur certains modes de diversification et certaines cultures, la rentabilité est rendue possible par des **stratégies de niche** (valorisation en circuit court, en s'appuyant sur des caractéristiques de qualité des produits...) (cf. *supra*), ce qui peut limiter les perspectives de déploiement à grande échelle.

Même pour les modes de diversification jugés rentables au niveau de l'exploitation, des études soulignent que les gains potentiels par rapport à un système de production conventionnel sont généralement insuffisants pour inciter l'agriculteur à affronter les verrous qu'il peut rencontrer pour mettre en œuvre cette diversification. Ces verrous sont liés à l'organisation sociotechnique des filières et aux interactions entre acteurs au sein des territoires. Ils sont discutés dans la sous-section 8.1.5.

D'un point de vue méthodologique, l'estimation de la rentabilité des systèmes diversifiés souffre du manque de considération de divers facteurs :

- Le **délai et/ou le caractère pluriannuel de certains effets de la diversification végétale**. Le fait que les mécanismes de régulation naturelle des bioagresseurs ne soient pleinement effectifs qu'à moyen/long-terme (en particulier pour les ESN) plaide pour une analyse à long-terme, voire très long-terme, de la rentabilité de la diversification. Ceci est d'autant plus justifié que certains travaux de synthèse suggèrent que les systèmes plus diversifiés offrent des **performances plus stables** dans le temps, ce qui est un avantage certain dans les conditions actuelles et à venir de variabilité météorologique forte, et représente un intérêt particulier pour les agriculteurs averses au risque qui accordent de l'importance à une telle stabilité.
- La **multiplicité des effets / externalités positives**, qui s'expriment au-delà des frontières de l'exploitation agricole et ne se résument pas à la régulation des bioagresseurs. La diversification mise en œuvre dans une exploitation, en plus d'affecter la rentabilité de celle-ci, peut avoir des effets économiques sur la rentabilité des exploitations voisines, en permettant une régulation des bioagresseurs à l'échelle du paysage. Ces effets ne sont pas pris en compte dans un calcul de rentabilité à l'échelle de l'exploitation. Par ailleurs, la diversification peut augmenter la fourniture de certains services écosystémiques (cf. sous-section 8.1.2) qui bénéficient à la société, et dont la valeur n'est pas non plus prise en compte dans un calcul de rentabilité. Par exemple, si les analyses coûts-bénéfices des ESN comme les haies tendent à démontrer qu'elles ne sont pas rentables, aucune étude (à l'exception de celle de Morandin *et al.*, 2016) n'intègre les économies liées à la non-utilisation ou la réduction de certains pesticides, ni le gain en termes de fourniture d'autres services écosystémiques (pollinisation, fertilisation) qui peuvent bénéficier à d'autres acteurs du territoire. Ainsi, certains des services écosystémiques rendus par les ESN, qui ne génèrent pas de revenus pour l'agriculteur *via* l'activité de production agricole, pourraient justifier des paiements pour services environnementaux dont la prise en compte dans le calcul de la rentabilité réduirait fortement les délais de retour sur investissement⁷.

⁷ Morandin *et al.* (2016) calculent avec une analyse coût-bénéfice la rentabilité économique des haies adjacentes à des champs de tomate en Californie. Considérant que les haies permettent à l'agriculteur de réduire l'utilisation d'insecticides par leur effet favorable sur la régulation des bioagresseurs, les auteurs estiment que le coût d'établissement d'une haie et

La littérature mentionne ainsi l'intérêt des incitations financières à la diversification, justifiées, entre autres, par les effets bénéfiques de la diversification sur l'environnement et la biodiversité. De telles incitations peuvent être mises en œuvre par des politiques publiques (*via* la PAC notamment) ou par des mécanismes de marché. Ainsi le Label bas-carbone initié en 2018 permet de certifier les économies d'émission de gaz à effet de serre (GES) et le stockage du carbone que réalisent les exploitations agricoles, et de les valoriser par des crédits carbone pouvant être rémunérés par des acteurs privés ou publics, ou vendus sur des marchés de compensation carbone. Ces éléments plaident en faveur d'une redéfinition de la manière de calculer la rentabilité des pratiques et des systèmes de production, en incluant les bénéfices qui vont au-delà de l'exploitation. Cette réflexion reste à conduire, en particulier dans le cas des systèmes diversifiés. De même, se pose la question de la manière d'intégrer les effets négatifs des stratégies de protection des cultures basées sur des pesticides de synthèse dans le calcul de la rentabilité « sociale » des modes de production les utilisant. Ces questions sont liées au rôle des politiques publiques, discuté en sous-section 8.1.6.

8.1.5. Pour favoriser la diversification végétale, des verrous sont à lever au sein des filières agricoles et dans les territoires

Les modes de production qui prévalent dans les systèmes agricoles conventionnels dominant sont le résultat d'une coévolution des connaissances, des pratiques et des organisations au sein des filières. Ces **systèmes** se sont **spécialisés par des mécanismes d'auto-renforcement entre différents niveaux d'organisation socio-économiques**, conduisant à des verrouillages à tous niveaux. Ces verrous sont hérités de l'évolution passée des systèmes agricoles et le résultat de la modernisation de l'agriculture.

L'usage des engrais et des pesticides de synthèse, en découplant (i) les choix relatifs à la composition et à la configuration de la végétation (notamment cultivée) dans les parcelles et (ii) ceux relatifs aux pratiques de gestion de cette végétation (fertilisation et protection des cultures), a permis à l'agriculteur de consacrer une part plus importante aux cultures les plus rentables dans l'assolement et dans la rotation. Cela a souvent conduit à une spécialisation au niveau de l'exploitation permettant des économies d'échelles qui rentrent en synergie avec des économies d'échelles au sein des filières : concentration des efforts de Recherche et Développement et de conseil sur quelques espèces en amont, et gains en termes de valorisation des débouchés en aval. Les politiques publiques productivistes et la standardisation des modes de production agroalimentaires ont accompagné ce mouvement. Le système actuel est donc caractérisé par une spécialisation à tous les niveaux des filières et dans les territoires, provoquant un **verrouillage systémique** qui s'oppose à la diversification. En conséquence le déploiement des stratégies de protection des cultures reposant sur la diversification appelle des changements systémiques à l'échelle de l'ensemble des systèmes alimentaires.

Bien que la littérature porte davantage sur certains modes de diversification (mélanges de variétés et d'espèces, rotations), les freins et leviers au déploiement de stratégies de protection des cultures reposant sur la diversification végétale sont, dans leur nature, rarement spécifiques à un mode de diversification particulier, même si leur importance varie. **Les lacunes de la littérature expliquent la difficulté à hiérarchiser systématiquement le poids de chacun d'entre eux dans l'adoption des différentes pratiques de diversification.**

En amont de l'exploitation agricole, la **disponibilité en semences et en plants performants (agronomiquement et économiquement) en contexte diversifié fait défaut** de façon générale. En effet, que ce soit pour les mélanges variétaux ou d'espèces, les agriculteurs doivent se fournir parmi un ensemble de variétés ayant généralement été sélectionnées pour leur performance en culture pure, et ne bénéficiant généralement pas des traits recherchés dans un contexte d'accroissement de la diversité végétale. En effet, les objectifs de sélection poursuivis depuis les dernières décennies sont souvent peu favorables au maintien de certaines valeurs de traits des cultures qui seraient bénéfiques dans un environnement diversifié. Dans un objectif de production agroécologique, certains auteurs recommandent d'ailleurs que la sélection variétale vise le rétablissement d'une diversité plus grande au sein du pool de variétés cultivées (Chacon-Labela *et al.*, 2019). Un autre moyen de diversifier est d'accroître la part des cultures de niche dans les rotations, c'est-à-dire d'espèces cultivées

son emprise foncière sont compensés par le service de régulation des insectes ravageurs au bout de 16 années. Si l'on prend en compte d'autres services écosystémiques, par exemple le service de pollinisation assuré par les pollinisateurs sauvages, le temps de retour sur investissement est abaissé à 7 ans.

mineures (par exemple, en grandes cultures, le chanvre, l'épeautre, etc.). Mais ces cultures sont encore insuffisamment performantes car la faible taille de marché qu'elles représentent conduit à un faible investissement en sélection et, en conséquence, des gammes variétales restreintes et peu renouvelées. De plus, les connaissances pour conduire ces cultures de niche sont manquantes car les instituts techniques produisent peu de référentiels associés et la filière fournit moins de conseil que pour les cultures majeures. Pour contrer ces freins, outre le nécessaire **investissement dans l'effort de sélection**, pour certaines filières, la littérature académique souligne que le **partage d'expériences et l'échange de semences** entre agriculteurs (possiblement associé à de la sélection participative ou de la sélection de variétés population) peuvent jouer un rôle important dans certains territoires.

L'offre d'agroéquipements adaptés à des cultures diversifiées fait également défaut pour certains modes de diversification, notamment les mélanges de cultures de rente et la diversification des rotations par introduction d'une culture de niche. La majorité du matériel agricole proposé répond aux modes de production conventionnels avec des cultures monospécifiques. Le développement d'équipements adaptés à la culture de mélanges d'espèces apparaît donc comme un levier : semoirs multi-espèces capable de gérer des tailles de graines différentes et des différences de profondeurs de semis, moissonneuses capables de récolter ensemble des produits de natures différentes (différentes variétés de blé, un mélange céréale/légumineuse) ou des produits de niche (tiges de lin pour la fibre), trieurs afin de séparer les productions. Ces équipements adaptés à la production de cultures diversifiées sont plus complexes et produits à petite échelle, ce qui les rend plus coûteux. De plus, leur utilisation nécessite parfois des compétences spécifiques (réglage des semoirs par exemple). Les leviers pour faire diminuer le coût associé aux opérations mécanisées sont le développement de l'auto-construction de matériel par les agriculteurs, l'acquisition commune des équipements grâce aux coopératives d'utilisation de matériels agricoles (CUMA) – mais les besoins ont souvent lieu aux mêmes périodes pour les agriculteurs, limitant parfois l'intérêt de cette mise en commun des ressources –, et le recours à la prestation de service auprès des Entreprises de Travaux Agricoles.

La littérature mentionne également souvent un **manque de connaissances (à la fois des agriculteurs et des conseillers) et de références technico-économiques** concernant les pratiques ou cultures de diversification, alimentant l'incertitude sur l'efficacité de la régulation naturelle des bioagresseurs, sur l'effet de la diversification végétale sur les rendements et sur la valorisation de la production. Plusieurs leviers sont mentionnés pour favoriser l'acquisition et/ou le partage de références : **des investissements dans la R&D et le conseil** pour les espèces de niche doivent être accrus. **L'expérimentation sur l'exploitation** facilite l'apprentissage progressif d'une pratique, et son adaptation pas à pas aux caractéristiques des exploitations où elles sont mises en œuvre, mais elle doit être accompagnée pour plus d'efficacité. L'insertion d'un agriculteur dans un **réseau de pairs** afin de partager des connaissances apporte une réponse au manque de références fournies par les autres acteurs du développement agricole. La **recherche** a également un rôle à jouer pour fournir des outils d'évaluation des effets des pratiques de diversification afin d'informer les agriculteurs de leur intérêt. Enfin, les **outils d'aide à la décision** à destination des agriculteurs peuvent contribuer à alléger la charge mentale associée à la complexité de conception et de pilotage de certains modes de diversification, tels que la diversification des rotations.

En aval, en dehors des cas d'autoconsommation sur l'exploitation, **le manque de débouchés pour les produits issus des systèmes diversifiés est un autre problème récurrent**, surtout dans les filières soumises à des standards de production contraignants pour l'agriculteur. C'est le cas pour les grandes cultures, dont la plupart des opérateurs dans la filière standard exigent une qualité et parfois une pureté variétale en lien avec les processus de transformation en aval de filière (panification, maltage, matière première normalisée pour l'industrie). C'est aussi le cas pour le maraîchage ou l'arboriculture, car les fruits et légumes frais doivent satisfaire des standards stricts de qualité (calibre et apparence, notamment) et de volume à des dates de maturité données pour rentrer dans les filières de distribution en grandes et moyennes surfaces (GMS). La diversification variétale ou spécifique sur l'exploitation complique donc l'accès aux débouchés commerciaux standards. Certains agriculteurs arrivent à contourner ces verrous en valorisant leur production en circuit court (vente directe, associations pour le maintien d'une agriculture paysanne (AMAP) auprès de consommateurs pour lesquels le moindre recours aux pesticides, la saisonnalité, la proximité de la zone de production, la meilleure qualité gustative et l'originalité des produits proposés (par exemple, certains produits ou les mélanges céréales/légumineuses) sont des critères attractifs, ou dans des marchés de niche permettant de valoriser ces caractéristiques spécifiques (ex., magasins bio).

En ce qui concerne les ESN, le principal verrou est d'ordre économique et est lié à leur **coût d'installation**, qui peut faire l'objet d'aide. Ce verrou est d'autant plus important qu'en contrepartie de ces investissements, les

agriculteurs ont souvent une faible visibilité des intérêts de ces infrastructures vis-à-vis des cultures de rente (incluant le délai de retour sur investissement en termes d'effets écologiques), et qu'une partie de ces intérêts ne concerne pas l'exploitation mais la société dans son ensemble. Ce mode de diversification dépend donc des politiques publiques incitatives, notamment dans le cadre de la Politique Agricole Commune (PAC). Un second verrou d'ordre institutionnel peut également freiner le déploiement de ce mode de diversification. Il s'agit des aspects juridiques relatifs à leur implantation. L'implantation d'ESN dans les paysages peut être réalisée par différents acteurs qui dépendent de réglementations différentes et sont soumis à des obligations qui leur sont propres. Ainsi, tous les acteurs n'ont pas les mêmes droits ou prérogatives en termes d'usage des terres, selon qu'ils sont soumis au droit foncier rural, à un statut de fermage, etc. L'implantation d'ESN peut également se heurter à des problèmes de voisinage, avec des obligations réglementaires en termes de distances aux propriétés voisines, par exemple. Enfin, le statut juridique de l'agroforesterie est flou, ne relevant ni de l'agriculture, ni de l'exploitation forestière. Le contexte institutionnel est donc le levier majoritaire d'adoption de ces pratiques (voir sous-section suivante 8.1.6).

Enfin, la diversification végétale à l'échelle des paysages agricoles nécessite une coordination territoriale, que ce soit pour son déploiement (organisation spatiale des cultures, gestion de la végétation semi-naturelle) ou pour garantir la durabilité de son efficacité. Par exemple, le déploiement généralisé sur un territoire d'une variété cultivée porteuse d'un gène de résistance contre un bioagresseur induit une pression sélective sur les populations de ce bioagresseur pouvant conduire à la sélection de mutants capables de contourner la résistance, rendant alors la variété inefficace pour protéger la culture après un certain temps. Maintenir la **durabilité des résistances variétales** est un enjeu important qui nécessite de raisonner leur déploiement à différentes échelles d'espace et de temps. Des **solutions à l'échelle territoriale** mobilisant une diversité d'acteurs (agriculteurs, conseillers agricoles, industriels agroalimentaires, coopératives, gestionnaires de l'eau, associations et porteurs d'enjeux non agricoles, etc.) autour de projets de diversification végétale émergent de plus en plus, mais restent rares. La littérature met en évidence des difficultés méthodologiques à étudier et gérer le territoire, de par la multiplicité des échelles spatiales et temporelles à considérer et la diversité des acteurs impliqués. Le déploiement de la diversification végétale à l'échelle territoriale se heurte ainsi au cercle vicieux de besoin de preuve de concept pour inciter à l'adoption de solutions de gestion des bioagresseurs à large échelle, et de besoin d'implémenter des stratégies collectives à ces échelles pour avoir des preuves de concept. La **transdisciplinarité** est mise en avant pour dépasser ces difficultés, afin de développer des recherches participatives avec les acteurs concernés, et permettre ainsi l'émergence de solutions acceptables par tous. **Trois leviers favorisant les solutions territoriales** ressortent de la littérature : (i) le fait que l'action collective génère un gain collectif, pouvant correspondre par exemple à une écocertification ou des paiements pour services environnementaux, (ii) la mise en place d'organisations collectives pour gérer les territoires agricoles, *via* par exemple des mécanismes de gouvernance polycentrique (par exemple, des réseaux d'acteurs mobilisant des systèmes de communication et d'information partagés ou des institutions collectives locales comme des coopératives) ou une planification et des incitations centralisées par l'Etat, (iii) la certification des produits, fermes et paysages, et les débouchés commerciaux comme par exemple des marchés de restauration collective.

Outre l'identification des verrous et des leviers du déploiement de la diversification végétale, la littérature scientifique (méta-analyses ou vastes suivis de diversification à des échelles nationales, voire européenne) fournit des préconisations quantitatives en termes de déploiement de certaines modalités de diversification végétale (Encadré 8-1). Il faut noter que ces préconisations ne concernent que certaines des pratiques de diversification examinées dans l'ESCo. De plus, ces préconisations ne portent pas spécifiquement sur le déploiement de la diversification végétale en vue de protéger les cultures. Elles considèrent plus globalement (et indistinctement) les différents bénéfices présumés de la diversification : favoriser et préserver la biodiversité dans son ensemble, et fournir un ensemble de services écosystémiques aux agriculteurs (services sous-tendant la production agricole) et à la société.

Encadré 8-1. Jusqu'à quel point diversifier ? Les préconisations de la littérature scientifique

Des mélanges de variétés généralement composés de 4 à 5 variétés pour réguler les maladies (Borg et al., 2018)

D'après les statistiques nationales de déploiement variétal produites par Arvalis sur la récolte 2021⁸, les mélanges variétaux de blé sont composés de 2 à 3 variétés maximum (choisies parmi celles les plus cultivées en pur dans les régions). Cette enquête estime que les mélanges variétaux de blé couvrent 17 % de la sole de blé en 2021, soit de 6% à 32% des surfaces cultivées en blé tendre selon les régions.

Des associations de 2 espèces non sensibles aux mêmes bioagresseurs et complémentaires dans leur utilisation des ressources (par exemple céréale ou crucifère – légumineuse à graine) pour réguler efficacement les maladies, les adventices et les insectes ravageurs (Corre-Hellou et al., 2014).

Les mélanges de cultures de rente représentent aujourd'hui 0,1 à 3 % de la sole selon les régions, et sont principalement des associations céréales – protéagineux.

Des rotations en grandes cultures de plus de 3 ans diversifiant les périodes de culture (cultures d'hiver et de printemps), en insérant si possible des Brassicacées pour réguler notamment les adventices et des légumineuses pour la fixation de l'azote (Bohan et al., 2011, 2021)

D'après Arvalis (Jouy et Wissocq, 2011), les surfaces en grandes cultures portent fréquemment des rotations de 2 ou 3 ans (avec une prédominance des triplets de cultures incluant le colza, le blé et l'orge), et les monocultures (essentiellement de maïs ou de blé) occupaient 12 % de ces surfaces en 2006. De plus, le sol reste nu pendant la période d'interculture sur 14 % des surfaces de grandes cultures, cette valeur s'élevant à deux tiers pour le soja et un peu plus de la moitié pour le maïs grain.

Des tailles moyennes de parcelles de grandes cultures favorables à la régulation et la biodiversité autour de 2,8 ha (Sirami et al., 2019)

Une diminution de la taille moyenne des parcelles de 5 ha à 2,8 ha augmente autant la biodiversité que lorsque la proportion de milieux semi-naturels passe de 0,5 % à 11 % (Sirami et al., 2019). A noter qu'une modification de la taille des parcelles induit une modification de la diversité des assolements à un grain fin puisque des parcelles adjacentes diffèrent très souvent dans leur couvert.

Cette préconisation est à comparer à la taille moyenne actuelle des parcelles en France, de 3,1 ha (tous types d'assolements confondus), moyenne masquant cependant une large disparité. En effet, si près de 50 % des parcelles font moins de 2,1 ha, 50 % de la surface agricole utilisée est occupée par des parcelles de plus de 6,8 ha (Sirami et Midler, 2021⁹).

Des éléments semi-naturels occupant environ 20 % de la surface des paysages pour avoir des régulations d'arthropodes ravageurs efficaces (en particulier par le soutien des populations d'ennemis naturels), ainsi que pour la conservation de la biodiversité en général et la fourniture de divers services écosystémiques (y compris la pollinisation des cultures) (Tscharnkte et al., 2002 ; Thies et al., 2005 ; Garibaldi et al., 2021)

Les « éléments semi-naturels » forment une catégorie complexe incluant une grande diversité d'éléments (linéaires d'arbres ou de haies intra et inter-parcellaires, bosquets, surfaces toujours en herbe, etc.). Peu de statistiques sont disponibles pour les quantifier. De plus, leur proportion varie fortement d'une région à l'autre, comme l'illustrent les données relatives aux surfaces toujours en herbe (STH). D'après l'analyse des Recensements agricoles (RA) et de la Statistique agricole annuelle (SAA), les STH ont diminué de 41 % de la SAU en 1970 à 28 % en 2010 (Therond et al., 2017). Ces pourcentages à l'échelle nationale masquent cependant d'importantes disparités régionales du fait de la spécialisation des territoires et des assolements, les STH occupant moins de 10% de la SAU dans les zones de grandes cultures.

Des linéaires de haies de 200 à 400 m par ha pour concilier rendement et biodiversité (Martin et al., 2019)

Il est difficile de réaliser l'état des lieux et le suivi de l'évolution des haies du fait de la coexistence, dans les données disponibles, de deux métriques employées pour quantifier ces infrastructures sans qu'il n'existe d'équivalence claire permettant de passer de l'une à l'autre : le mètre linéaire et l'emprise spatiale (hectares).

La dynamique de diminution des haies initiée après-guerre avec les épisodes de remembrement se poursuit encore aujourd'hui, avec une perte moyenne d'environ 7 000 km de haies par an. D'après l'OFB¹⁰, les surfaces en haies et alignement d'arbres (feuillus essentiellement) sont passés d'un peu plus de 1 million d'ha en 2006 à environ 930 000 ha

en 2015 en France Métropolitaine, soit une diminution de 7 % de surface en 9 ans. La restauration des haies fait d'ailleurs partie des objectifs du plan de relance 2021-2022, qui ambitionne de restaurer 7 000 km de haies et d'alignements d'arbres intra-parcellaires sur cette même période.

A noter que l'agroforesterie intra-parcellaire est un mode de diversification complémentaire pour favoriser les alignements d'arbres hors forêts, et est également soutenue actuellement par le plan de relance. Sa dynamique de développement en France est cependant difficile à estimer, car les statistiques disponibles sont éparpillées et englobent les haies. Ainsi, dans une acception large (implantation de ligneux en association avec des cultures, incluant l'implantation de haies en pourtour des parcelles), l'agroforesterie représentait en France 1,6 millions d'ha en 2017 (EUROSTAT LUCAS) soit 5,6% de sa surface agricole (en 11ème position européenne).

8.1.6. Les politiques publiques sont un déterminant clef du déploiement de la diversification végétale

Les politiques publiques ont été un levier fort pour initier et accompagner la modernisation de l'agriculture depuis l'après-guerre, avec pour conséquence une position actuellement dominante de l'agriculture industrielle en termes d'emprise spatiale. Le système conventionnel étant très stable du fait des nombreux verrous opérants aux différents niveaux d'organisation socio-économiques des filières et des territoires, la littérature scientifique souligne le rôle clé que peuvent jouer les politiques publiques pour réorienter les systèmes de production vers plus de diversification. Une transition agroécologique demande des politiques publiques ambitieuses, capables de lever ces verrous systémiques.

Il est vraisemblable que, sans volonté politique forte et des objectifs engageants, les stratégies de protection des cultures alternatives à l'usage des pesticides aient du mal à émerger d'elles-mêmes, et que des objectifs ambitieux (tels que la réduction de 50% de l'usage des pesticides d'ici 2030 que la Commission Européenne propose d'inscrire dans le futur règlement sur l'usage de ces substances) ne soient pas atteints (Guichard *et al.*, 2017 ; Stokstad, 2018 ; Guyomard *et al.*, 2020).

Par construction, le développement de certains modes de diversification ne sera possible qu'en s'appuyant sur des politiques publiques. Le cas des modes de diversification fondés sur la **diversité des éléments semi-naturels** (ESN) en est un exemple emblématique. Le constat fait dans la littérature est que les mesures de politique publique en faveur du maintien ou de l'implantation des ESN (notamment celles de la PAC *via* la conditionnalité, le verdissement et les MAEC) restent insuffisantes pour enclencher une augmentation significative de la part occupée par les ESN dans le paysage agricole européen, même si elles permettent d'enrayer leur déclin. La PAC de 2023 inclut désormais les mesures de verdissement dans la conditionnalité, instaurant ainsi un effet cliquet de non-retour en arrière. En laissant aux Etats membres une certaine liberté sur la conception de leurs éco-régimes, elle n'impose toutefois pas de conditions spécifiques fortes sur l'amélioration de la présence d'ESN dans les milieux agricoles.

Pour d'autres modes de diversification, qui présentent un **intérêt économique actuellement insuffisant à lui seul pour lever les verrous d'adoption dans les filières**, la littérature identifie plusieurs leviers relevant de la mise en œuvre de politiques publiques pour soutenir directement ou indirectement le recours à la diversification plutôt qu'aux pesticides pour protéger les cultures.

Un **soutien direct** a pour objectif d'accompagner l'adoption de pratiques de diversification par des subventions directes mais également en soutenant le conseil, la recherche, l'aide à l'investissement et la mise en place de débouchés. Ce soutien peut être ciblé de manière à inciter l'innovation et sa diffusion, par exemple en favorisant l'émergence d'une pratique / culture de niche, en protégeant le développement et en accompagnant son adoption. Il peut également être adossé à la rémunération de services environnementaux, du fait des nombreux

⁸ Enquête conduite auprès de 7000 agriculteurs. <https://platform.api-agro.eu/members/s/5826ccef385c432c9266cc68ed82c76e>

⁹ <https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/disaron/Ana163/detail/>

¹⁰ <https://www.ofb.gouv.fr/revue-biodiversite>

effets bénéfiques de la diversification sur la biodiversité, les écosystèmes et les services qu'ils fournissent. Un tel soutien est généralement bien reçu par les acteurs au sein des filières et des territoires, mais se heurte à des contraintes budgétaires.

Un **soutien indirect** passerait par une correction des imperfections de marché qui favorisent actuellement les systèmes de production conventionnels consommateurs d'intrants, et en particulier de pesticides. Il peut s'agir notamment de l'interdiction à court terme de l'usage de certains pesticides ou de leur taxation à hauteur des externalités négatives que leur usage génère. La taxation offre des alternatives intéressantes à la réglementation et aux interdictions d'usage. Ce type de taxation environnementale est très plébiscité par les économistes de l'environnement (voir Berendse, 2017 et Finger *et al.*, 2017 pour des discussions récentes), car il s'agit d'un outil efficace, sur un plan théorique, qui déclenche à la fois une réduction des usages (en commençant par les moins rentables) et des mécanismes de substitution, c'est-à-dire le recours à des stratégies de protection des cultures alternatives, dont la diversification végétale fait partie. La taxation environnementale génère également des revenus, qui peuvent être utilisés pour accompagner le changement vers des pratiques plus vertueuses, par exemple. Il faut cependant noter que la mise en œuvre de tels outils désincitatifs peut être rendue difficile du fait de l'influence des lobbies (Swinnen *et al.*, 2015 ; Ansaloni, 2015), et de la faible acceptabilité de la taxation en général et des taxations environnementales en particulier. Ces taxes sont généralement perçues par la population comme coercitives et moins efficaces que des incitations positives (subventions) pour conduire à des changements de comportement¹¹. La taxation environnementale des pesticides reste pourtant un outil potentiellement très puissant pour amorcer la transition agroécologique. Sa mise en œuvre nécessiterait une analyse des déterminants de l'acceptabilité sociale de telles politiques. La pré-affectation des revenus de taxes à des programmes plébiscités par les agriculteurs peut être une solution.

Quoi qu'il en soit, l'étude des instruments de politique publique permettant d'accompagner et d'accélérer la transition agroécologique est un front de recherche appelé à se développer. Le Plan Stratégique National (PSN) déclinant la PAC à l'échelle française¹² vise « l'atteinte d'une mosaïque de cultures présentes tout au long de l'année à l'échelle des paysages, à fort potentiel de préservation des sols et de la biodiversité, et permettant de réduire en même temps la taille des parcelles là où elles ont pu s'agrandir, notamment en lien avec l'encouragement à recréer des infrastructures agro-écologiques, en particulier les haies via le bonus de l'éco-régime cumulable avec la voie des pratiques. » (PSN, p.99). S'il est encore trop tôt pour évaluer l'impact que pourrait avoir la future PAC sur la diversification végétale, on note que les objectifs du PSN incluent des dimensions relatives à la diversification végétale à différentes échelles. La BCAE7 « assure un socle minimal de rotation des cultures qui peut permettre d'inciter certains systèmes de grandes cultures à l'inclusion de légumineuses et prairies temporaires pour respecter plus facilement la conditionnalité, et par suite l'éco-régime portant sur la diversification des cultures » avec l'exigence que sur 35% des surfaces de l'exploitation (hors surfaces en herbe), la culture principale de l'année n doit être différente de celle de l'année n-1, avec sur chaque parcelle une exigence d'avoir 2 cultures différentes sur les 4 années précédentes. Des travaux de recherche sont nécessaires pour évaluer l'effet de telles mesures. Il n'en reste pas moins que les éco-régimes français ayant été construits comme « un outil 'de masse' pour préserver l'existant et accompagner le changement d'échelle de la transition » (PSN, p.360), il est probable qu'ils n'auront pas d'effet additionnel fort et que leur rôle sera surtout de ne pas laisser la situation environnementale et écologique se dégrader. Des propositions de plus de 300 experts scientifiques issus de 23 Etats-membres de l'UE pour construire la future PAC en faveur de la biodiversité incluent d'ailleurs une exigence plus élevée des conditionnalités et des éco-régimes et des paiements plus élevés pour les agriculteurs combinant par exemple les éco-dispositifs et les MAEC (Pe'er *et al.*, 2022).

Enfin, des **freins juridiques** sont également pointés dans la littérature, et concernent essentiellement le déploiement des modes de diversification reposant sur les **ESN** : (i) les relations de fermage facilitent la destruction des haies, rigoles et arbres qui séparent des parcelles attenantes tout en dissuadant les opérations de plantations, (ii) les relations de voisinages sont régies par le Code civil, qui contraint l'implantation d'ESN en retrait de la limite qui divise les propriétés, induisant une emprise plus importante sur la surface agricole, (iii) la réglementation des boisements des conseils départementaux peut interdire des plantations dans certaines zones. **Le droit offre toutefois également des leviers** à l'adoption de modes de diversification végétale. Par exemple, le bail rural peut contribuer à préserver un taux minimal d'infrastructures agro-écologiques (IAE) sur la base de la volonté commune des parties, les obligations réelles environnementales (ORE) ou le classement de

¹¹ Ce phénomène a été observé pour d'autres enjeux, le plus connu étant celui de la taxe carbone et de son effet sur le prix des carburants, qui ont conduit à leur rejet dans de nombreux pays (voir la revue de Maestre-Andrés *et al.*, 2019).

¹² <https://agriculture.gouv.fr/pac-2023-2027-le-plan-strategique-national>

certaines ESN dans le plan local d'urbanisme (PLU). Aucune étude quantitative, ni recensement, n'existe cependant pour mesurer le déploiement effectif de ce type de dispositif. Notons que l'**agroforesterie** pose des difficultés en étant un objet juridique mal identifié, combinant un mode de production agricole à une activité classée non agricole, relevant de régimes juridiques distincts. Ainsi, l'emprise foncière des arbres réduit la surface cultivable, et donc le montant des aides perçues par les agriculteurs pour leurs espaces productifs. De plus, la plupart des sociétés à objet agricole (GAEC, EARL, GFA) sont incompatibles avec une activité forestière.

En croisant l'ensemble des connaissances synthétisées dans l'ESCO, les modalités de diversification végétale peuvent être placées le long d'un gradient de transformation du système de culture que nécessite leur adoption, à mettre en regard de leurs bénéfices attendus :

- Les **mélanges de variétés** se heurtent à des verrous au niveau des filières (approvisionnement en semences adaptées au mélange, débouchés de la production) mais semblent pouvoir être mis en œuvre dans les systèmes conventionnels sans changement majeur des pratiques de gestion ou du matériel agricole au niveau de l'exploitation. Cependant, leurs bénéfices associés en termes de régulation des bioagresseurs et de fourniture de services écosystémiques sont également les plus faibles par rapport aux autres modalités de diversification.
- La **diversification des rotations** par introduction d'une nouvelle culture dans l'assolement de l'exploitation offre un potentiel intéressant pour la fourniture de services écosystémiques (dont la régulation naturelle des bioagresseurs) mais se heurte à des verrous tant au niveau de l'exploitation (complexité de conduite d'une nouvelle culture, besoin en équipement nouveau) qu'au niveau des filières (manque de sélection variétale, de conseil et de recherche pour les cultures mineures, débouchés limités).
- Les **associations de cultures** de rente soulèvent des défis techniques (pour le semis, la récolte et le tri), mais semblent parmi les plus rentables. Cette modalité de diversification exploite une combinaison de mécanismes (barrière à la dispersion, allélopathie, etc.) favorables à la gestion de plusieurs types de bioagresseurs (adventices, insectes, agents pathogènes telluriques).
- A l'autre bout du gradient, on trouve les **systèmes agroforestiers** (principalement évalués en contextes tropicaux), qui nécessitent les transformations les plus importantes : reconception plus fondamentale du système, utilisation de matériel agricole spécifique, insertion dans les débouchés sylvicoles, complexité du statut juridique. L'évaluation de la régulation des bioagresseurs par l'agroforesterie est à renforcer en milieux tempérés, mais les nombreux travaux portant sur l'agroforesterie (sub)tropicale démontrent les intérêts de ces couverts complexes en matière de préservation de la biodiversité et de fourniture d'une large gamme de services écosystémiques.
- L'**implantation d'éléments semi-naturels**, particulièrement bénéfiques à la biodiversité et à la fourniture de services écosystémiques, s'avère soulever des enjeux spécifiques à l'échelle du paysage. Elle impose notamment la coordination entre différentes catégories d'acteurs dans les territoires, et nécessite des politiques publiques incitatives spatialisées (par exemple pour mettre en place des trames vertes) complexes à concevoir et à mettre en œuvre.

Encadré 8-2. La diversification végétale pour la protection des cultures ultra-marines

Le périmètre de l'ESCO inclut l'ensemble des territoires français, y compris ceux situés outre-mer. Les territoires ultra-marins présentent des spécificités historiques, biogéographiques, sociales, économiques et politiques susceptibles de conditionner le déploiement de stratégies de protection des cultures reposants sur la diversification végétale de façon différente de ce qui est observé en France métropolitaine. Du fait des compétences expertes rassemblées dans l'ESCO, l'accent a été mis ici sur les cinq départements et régions d'Outremer (DROM) français, tous situés en milieu tropical : la Guadeloupe, la Guyane, la Martinique, Mayotte et La Réunion. Si chacun d'entre eux présente sa propre trajectoire socio-économique, les DROM partagent un certain nombre de caractéristiques sociogéographiques : éloignement/isolément, étroitesse du territoire et insularité (à l'exception de la Guyane). Mais ces mêmes caractéristiques géographiques induisent des contraintes considérées comme des obstacles à leur croissance et à leur développement : dépendance politique, économique et sectorielle vis-à-vis de l'extérieur (principalement de la métropole), insertion limitée dans les espaces économiques de proximité, petite taille de marché, difficultés d'accès, faible diversification économique et exposition aux aléas naturels (cyclones, par exemple).

L'agriculture des DROM se caractérise sur le plan économique, par une dépendance à des débouchés extérieurs à ces territoires mais une faible compétitivité sur des marchés de plus en plus globalisés. Dans les DROM dits historiques (Guadeloupe, Martinique et Réunion), comme en métropole, le paysage agricole est dominé par des cultures de rente conduites selon des modes de production conventionnels (plus de 40 % de la surface agricole utilisée (SAU) est occupée par ces cultures de plantation, principalement la canne à sucre – Agreste, 2021). Ces systèmes sont développés dans une optique d'exploitation d'économies, même si leur contribution à la création de richesse profitable aux économies des DROM est de plus en plus discutée.

En parallèle des exploitations conventionnelles, il existe une variété de systèmes de production diversifiés dont certains, ultra-diversifiés, se fondent sur le respect de principes agroécologiques et relèvent pour partie de pratiques vernaculaires. Les **systèmes diversifiés** des DROM sont pour beaucoup des exploitations familiales en polyculture basée sur les cultures fruitières et maraîchères qui représentent 70% des exploitations des DROM (mais seulement 5,6 % à 29,6 % de la SAU selon les DROM – Agreste, 2021). Les associations d'espèces y sont fréquentes, principalement l'agroforesterie. La taille des parcelles y est réduite pour permettre une gestion familiale. Les haies sont soutenues par des mesures d'accompagnement des pouvoirs publics. Une partie de ces exploitations s'oriente vers l'agriculture biologique (e.g., à la Réunion, le nombre d'exploitations en agriculture biologique a doublé entre 2011 et 2018 – Agreste-la-Réunion, 2019), mobilisant directement la diversification végétale pour la régulation des bioagresseurs. L'espace agricole et péri-urbain compte également les jardins créoles, qui sont un **système traditionnel ultra-diversifié** de polyculture poly-élevage de subsistance. On observe également un élargissement de ce type de système ultra-diversifié avec le développement de la permaculture et des jardins en ville.

Les DROM offrent ainsi localement des paysages agricoles d'une diversité végétale peu égalée. Les différentes modalités de diversification considérées dans l'ESCO sont mises en œuvre dans ces systèmes agricoles. Si les jardins créoles restent indemnes depuis toujours de toute utilisation de pesticides, il n'en est pas toujours de même dans les exploitations familiales où, par habitude ou par peur des risques, des pesticides sont encore souvent utilisés. Quelques travaux scientifiques illustrent cependant l'efficacité de la diversification végétale des systèmes en agriculture conventionnelle pour réguler les populations de bioagresseurs en milieu tropical (plantes pièges pour les mouches des légumes ou le foreur de la canne à La Réunion, couverts végétaux dans les vergers de manguiers à La Réunion, bordures de maïs pour la noctuelle de la tomate aux Antilles, etc.). Une comparaison des systèmes diversifiés et des systèmes monospécifiques des Antilles françaises (Guadeloupe, Martinique) montre que les premiers présentent une meilleure qualité biologique des sols et fournissent davantage de services écosystémiques, rejoignant les grandes tendances issues de la littérature mondiale. Enfin, les systèmes agricoles diversifiés permettent aux agriculteurs de répartir les risques de production, en particulier vis-à-vis des aléas naturels particulièrement récurrents et sévères dans ces territoires. Ils s'avèrent source de rendements et de revenus satisfaisants.

Toutefois, et de façon cohérente avec la littérature sur les conditions d'adoption des pratiques de diversification, des verrous technico-socio-économiques contraignent aujourd'hui fortement la diversification des systèmes dominants (plantations), la protection des systèmes diversifiés rencontrés dans les exploitations familiales et la sauvegarde des jardins créoles ultra-diversifiés. Nous retrouvons ici le défaut des **agroéquipements** adaptés à la diversification végétale. Les **références techniques et le conseil agricole** pour de nombreuses cultures de diversification endémiques (comme la patate douce) sont là aussi quasi inexistantes, bien qu'il existe une activité de recherche et transfert dynamique autour des systèmes de culture diversifiés en outre-mer. De façon originale, dans ces territoires par rapport à la métropole, les **connaissances** systémiques de production diversifiée existent ; ces connaissances sont toutefois portées par des individus en marge du système agricole dominant, avec une transmission interindividuelle et principalement orale.

En parallèle de ces verrous, le contexte général semble offrir des opportunités d'accentuer la diversification de l'agriculture des DROM. La **montée du consumérisme engagé** soutenant des méthodes de production respectueuses de l'environnement, **les demandes sociétales** de transparence sur les manières de produire, le **désengagement des institutions publiques en matière de protection tarifaire** des cultures de rente remettent fondamentalement en cause la robustesse des systèmes de production conventionnels. Ce constat ultra-marin rejoint celui qui concerne la métropole. Politiquement, des fenêtres d'opportunités de mise en lumière des systèmes alternatifs se dessinent tout en restant faibles. Elles se matérialisent à différents niveaux : international (e.g., *Climate-Smart agriculture* de la FAO 2010¹³), supranational (e.g., paiements verts de la Politique agricole commune), national (e.g., la loi d'avenir en 2014). Elles prônent la reconnaissance des systèmes de culture diversifiés, voire ultra-diversifiés. Ces éléments de contexte, en particulier de nature politique, créent une conjoncture favorable à la mise en visibilité de ces systèmes et plus généralement à l'évolution des modèles agricoles des économies ultramarines. Enfin, un levier à la diversification se dégage actuellement en termes de **débouchés**, avec les filières de produits joints suivant une logique de paniers, qui constituent une innovation par rapport au système dominant et qui permettent une économie de gamme.

Ainsi, de par leur structure historique et leur dynamique actuelle, les systèmes agricoles diversifiés des DROM ont un fort potentiel pour constituer un laboratoire à ciel ouvert permettant d'élaborer des systèmes agricoles viables où la diversité végétale favorise à la fois la régulation naturelle des bioagresseurs, la fourniture d'autres services écosystémiques et le maintien, voire l'augmentation, des rendements dans des territoires concentrant les risques (environnementaux, économiques, sanitaires, sociaux) liés aux changements globaux.

¹³ http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/newsroom/docs/the-hague-conference-fao-paper.pdf

8.2. Perspectives : diversification végétale des systèmes de culture et enjeux environnementaux

8.2.1. Quelle place peut avoir la diversification végétale dans la transition vers une agriculture sans pesticides ?

Les enseignements de l'ESCO permettent d'apporter des premiers éléments de réflexions sur la place des systèmes diversifiés dans une transition de grande ampleur de l'agriculture vers le « zéro pesticide ». Toutefois, l'ESCO n'avait pas pour mandat d'évaluer les possibles voies de réduction de l'usage des pesticides. Il s'agit là d'un exercice de prospective conduit par INRAE et contemporain de la présente analyse.

Les stratégies de protection des cultures basées sur les modes de diversification analysés dans cette ESCo s'accompagnent en général d'une diminution du recours aux pesticides (effet relevé dans les articles analysant les systèmes diversifiés) ou ont été mises en œuvre dans des systèmes à bas niveau d'intrants ou en agriculture biologique (systèmes où elles s'avèrent être le plus rentable). La littérature ne quantifie cependant que rarement la réduction de l'usage des pesticides permise par ces stratégies, et rien ne garantit que la diversification, même adoptée à large échelle, permette de réduire suffisamment les dommages causés par différents cortèges de bioagresseurs pour faire du « zéro pesticide » un objectif atteignable sans que ces stratégies soient couplées à des obligations réglementaires contraignantes¹⁴.

D'autres scénarios sont avancés dans la littérature ou dans les arènes politiques pour accompagner l'agriculture vers une sortie des pesticides de synthèse. C'est par exemple le cas d'un développement massif de l'Agriculture biologique (AB). Le Pacte vert pour l'Europe affiche d'ailleurs comme objectif de consacrer à l'agriculture biologique au moins 25 % des terres agricoles d'ici 2030. La certification AB prohibe l'usage de tout intrant chimique de synthèse, parmi lesquels les produits phytopharmaceutiques. En ce sens, elle permet donc d'assurer une effectivité en termes de réduction de l'usage des pesticides de synthèse, mais pas nécessairement en s'affranchissant de tout produit de traitement.

De fait, bien que l'AB puisse également mobiliser la diversité végétale pour réguler les bioagresseurs, la certification AB n'impose pas la diversification végétale comme levier principal de protection des cultures. Des pratiques agricoles de substitution peuvent en effet être employées, certaines d'entre elles étant questionnées sur le plan environnemental lorsqu'utilisées avec intensité (comme la pulvérisation de produits phytopharmaceutiques tels que des pyréthrine, des argiles, des huiles et du cuivre). Le fort développement de l'AB peut également s'accompagner d'une forme d'intensification, avec la mise en œuvre de pratiques dont l'intérêt en termes de préservation de la biodiversité et de fourniture de SE est négatif (par exemple la conversion d'ESN en terres arables ou encore les cultures intensives sous serres chauffées). Ainsi, si en moyenne l'AB favorise la biodiversité en comparaison avec l'agriculture conventionnelle (voir la synthèse de Rosa-Schleich *et al.*, 2019), elle ne permet pas d'atteindre des niveaux de conservation de la biodiversité aussi hauts que ceux obtenus dans des paysages diversifiés (Tschardt *et al.*, 2021).

Par ailleurs, le moindre rendement de l'AB par rapport à l'agriculture conventionnelle est souvent souligné (Gabriel *et al.*, 2013)¹⁵, alors que la revue de littérature réalisée dans l'ESCO montre que les systèmes diversifiés sont associés en moyenne à des gains de rendement.

Pour atteindre des objectifs ambitieux en matière de réduction de l'usage des pesticides sans pénaliser les rendements et tout en préservant la biodiversité et la fourniture de services écosystémiques, l'AB et la diversification végétale doivent donc être pensées comme deux outils certes différents dans leur nature

¹⁴ Très peu de liens sont établis dans la littérature entre régulation naturelle des bioagresseurs dans les systèmes diversifiés et abandon des traitements, principalement du fait du manque d'étude socio-économiques sur la manière dont les agriculteurs prennent en compte les dynamiques agroécologiques dans leurs prises de décision de traitement.

¹⁵ L'AB affiche une perte de rendement de l'ordre de 19 à 25% par rapport au conventionnel selon Meemken et Qaim (2018). Cette écart est notamment lié à l'absence d'usage d'engrais minéraux (Knapp et van der Heijden, 2018).

(agroécologique pour la diversification et réglementaire pour l'AB), mais complémentaires et à combiner (Ponisio *et al.*, 2015), et à articuler avec d'autres pratiques agroécologiques comme celles favorisant la santé des sols (Deguine *et al.*, 2023). La diversification en AB est performante économiquement tout en permettant de bonnes performances écologiques. Le label AB étant connu et recherché des consommateurs, la certification AB peut être un moyen de valoriser des productions agroécologiques basées sur la diversification végétale. De ce point de vue ces deux outils se renforcent mutuellement.

8.2.2. La diversification végétale des systèmes agricoles face au défi du changement climatique

L'ESCo n'a pas analysé les relations entre diversification végétale des espaces agricoles et changement climatique. Les études agroécologiques du corpus analysé ne traitent pas ces questions en tant que telles, mais cet aspect est souvent mentionné dans les éléments de discussion des articles récents ou dans les perspectives. Ce paragraphe a pour objectif d'apporter des informations scientifiques non exhaustives sur les effets de la diversification végétale vis-à-vis (i) de la résistance et de la résilience (capacité à s'adapter aux perturbations ou à revenir à un régime de routine) face aux événements climatiques ponctuels (par exemple une sécheresse estivale très marquée, un hiver rigoureux, une inondation, un cyclone dans les DROM, etc.) et aux évolutions globales (comme l'augmentation des températures) qu'elle confère aux systèmes dans lesquels elle est déployée, (ii) de leur contribution à l'atténuation du changement climatique par leur niveau d'émissions de gaz à effet de serre, la séquestration du carbone et la régulation de l'eau. La synthèse de Rosa-Schleich *et al.* (2019) recense les effets positifs des couverts d'interculture, des associations de cultures, de l'agroforesterie, des rotations diversifiées et des éléments linéaires (comme les bandes enherbées, les haies) sur la séquestration du carbone, la régulation de l'eau et la résilience vis-à-vis des perturbations climatiques. Les mélanges variétaux, les associations de cultures et les éléments semi-naturels dans les paysages agricoles favorisent la stabilisation des rendements vis-à-vis des variations des conditions climatiques annuelles (Raseduzzaman et Jensen, 2017 ; Reiss et Drinkwater, 2018 ; Redhead *et al.*, 2020). Les ESN contribuent au maintien de la biodiversité dans les agroécosystèmes lors des événements climatiques défavorables (Duflot *et al.*, 2022). La synthèse des résultats du Chapitre 5 indique un plus grand stockage de carbone par la plupart des modes de diversification, en particulier pour l'agroforesterie, sauf pour les couverts d'interculture du fait de leur destruction. Ces connaissances illustrent l'intérêt des modes de diversification végétale pour améliorer la résilience des systèmes agricoles et limiter la contribution de l'agriculture au changement climatique, sachant qu'elle est, selon le GIEC, le deuxième secteur contributeur au changement climatique après les transports.

8.3. Besoins de recherche et de travaux complémentaires pour combler les lacunes identifiées dans l'ESCo

8.3.1. Comblent des lacunes de connaissances

8.3.1.1. Cibler les parents pauvres des recherches actuelles

Si la littérature biotechnique est abondante sur le sujet des effets de la diversification végétale sur les bioagresseurs, l'effort de recherche n'est pas équitablement réparti entre les catégories de bioagresseurs et entre les types de cultures. Ainsi, certains bioagresseurs comme les **insectes telluriques, les maladies vectorisées, les nématodes, les gastéropodes, les acariens et les plantes parasites** ne sont aujourd'hui pas suffisamment étudiés. Certaines cultures comme les **cultures maraîchères** sont beaucoup moins étudiées que les grandes cultures, et les connaissances disponibles permettant de concevoir la diversification végétale comme moyen efficace pour réduire les attaques de bioagresseurs sont insuffisantes. Il existe également un fort déséquilibre des connaissances entre les **espèces cultivées mineures** (comme le lin, le chanvre, le sorgho, etc.) et les espèces majeures. Or, évaluer les performances des espèces mineures apparaît essentiel pour la conception de systèmes diversifiés reposant sur l'introduction de ces cultures dans la rotation.

Par ailleurs, certaines modalités de diversification font aujourd'hui l'objet de trop peu d'études scientifiques comme la diversité des **assolements**, au sujet desquels les connaissances sont anciennes et empiriques, et celle des **éléments semi-naturels dans les paysages**, limitant le potentiel de conception de systèmes diversifiés plus efficaces pour réguler les bioagresseurs.

Au-delà de l'étude des modalités de diversification prises individuellement les unes des autres et sur certaines catégories ciblées de bioagresseurs, nous manquons également de connaissances sur les effets des **combinaisons de modalités de diversification**, et/ou examinant leurs effets simultanés sur des **cortèges de bioagresseurs** (cf. Section 8.3.2).

L'ESCo a identifié un certain nombre de verrous liés à l'insertion de l'exploitation dans les filières agricoles, que ce soit pour l'approvisionnement en semences pour la diversification, l'accès à un agroéquipement adapté ou à des débouchés, ou pour le déploiement territorial de la diversification végétale. Certaines modalités de diversification (par exemple, les mélanges de semences) s'appuient sur un nouveau type de produit dont la commercialisation et l'échange soulève des questions juridiques et réglementaires. Des travaux de recherche visant à **suivre ces évolutions réglementaires**, à en étudier l'effet sur l'organisation des filières, et notamment sur le financement de la recherche et développement et de la sélection dans des modèles alternatifs de production de semences sont nécessaires. La question de l'**agroéquipement** est également peu présente dans la littérature analysée, bien que la question de l'agriculture numérique offre des perspectives en termes de suivi agroécologique et d'aide à la décision. L'enjeu des débouchés soulève des problématiques de recherche sur la **répartition de la valeur dans les filières et sur les comportements des consommateurs (acceptabilité, consentement à payer)**, et notamment leur disponibilité à payer pour des modes de production particuliers, ou leur capacité à accepter des produits ne répondant pas aux standards conventionnels. De même, on manque d'étude sur la diffusion des innovations permettant d'analyser comment de nouvelles pratiques (comme la diversification des couverts) sont progressivement adoptées par les agriculteurs. Faut-il cibler les « plus » innovants, ou au contraire essayer de convertir les plus réticents ? Cette question appelle des travaux sur le rôle des réseaux et des organisations sociales, l'économie comportementale, et les dynamiques spatiales de diffusion de ces nouvelles pratiques. Il existe aussi un besoin de recherche sur le thème de la coordination/coopération en matière de gestion collective des bioagresseurs dans les territoires. L'échelle territoriale est en effet très peu étudiée par les sciences économiques et sociales en ce qui concerne la problématique de l'organisation collective de la régulation des bioagresseurs et de la protection des plantes. Les enjeux de coordination pour atteindre des niveaux de diversification spatialement explicites sont très importants.

8.3.1.2. Continuer à repousser les fronts de science

La littérature scientifique sur les relations causales entre diversité végétale et régulation des bioagresseurs des plantes met en évidence, dans les écosystèmes naturels, des mécanismes complexes intervenant notamment dans l'évolution biologique des populations et l'écologie évolutive des écosystèmes. Leur transposition dans la diversification des écosystèmes cultivés est un front de science. Par exemple, en milieu naturel, l'effet des composés chimiques volatiles émis par les plantes sur la colonisation de leurs bioagresseurs est estimé moins important que celui de leurs caractéristiques architecturales (taille, forme, etc.) (Finch et Collier, 2012). Cela impliquerait qu'en milieu agricole, se focaliser sur la capacité des plantes à émettre des composés chimiques volatiles pour identifier les « bonnes » plantes à utiliser en diversification pourrait restreindre le spectre de plantes potentiellement intéressantes pour diversifier les parcelles, puisque ce ne sont pas tant les composés chimiques émis que leurs caractéristiques physiques qui serviraient de barrière aux bioagresseurs. Un autre exemple est la dichotomie entre « efficacité » (capacité à réduire le développement d'une population de bioagresseurs dans une parcelle, à l'échelle d'un cycle de culture) et « durabilité » (maintien de cette efficacité sur le long terme) des modalités de diversification, qui reste à évaluer à des échelles spatio-temporelles larges ; c'est en particulier le cas de la gestion des résistances des bioagresseurs vis-à-vis de variétés résistantes. La problématique des souches pathogènes multivirulentes, capables de contourner plusieurs gènes de résistance, illustre bien les enjeux liés à ce compromis potentiel : la question de savoir si les associations variétales ont des conséquences bénéfiques ou négatives sur l'apparition de telles souches n'est pas encore tranchée. De plus, il se pourrait que la diversification intra-spécifique intra-parcellaire régule finalement plus efficacement un cortège de bioagresseurs sur le long terme (durabilité), alors que les études publiées ont tendance à se focaliser sur la régulation d'un seul bioagresseur sur le court terme (échelle d'un cycle cultural). Au critère de « durabilité des résistances » il serait donc pertinent d'ajouter celui de résilience face à un cortège de bioagresseurs et de « profil de dégâts » (Savary *et al.*, 2006), dépendant des situations de production et de la variabilité interannuelle du climat, pour évaluer l'efficacité des mélanges variétaux. Cet exemple sur une modalité de diversification témoigne de l'importance de considérer les différentes échelles spatio-temporelles des agroécosystèmes pour identifier les mécanismes de protection des cultures par la diversification végétale et d'optimiser leur efficacité sur le court et le long terme dans les conditions de production agricole.

8.3.1.3. Acquérir et/ou accéder à des données sur les enjeux de protection des cultures, le niveau de déploiement et les performances économiques des systèmes diversifiés

Concernant l'évaluation de la performance économique des systèmes diversifiés, le principal besoin de recherche est relatif au manque de données ou d'accès aux données pertinentes pour analyser la performance des systèmes diversifiés aujourd'hui peu déployés. Les données disponibles classiquement (c'est-à-dire les données des enquêtes pratiques culturales, et du Réseau d'information comptable agricole (RICA)) ne captent pas facilement les pratiques émergentes et ne permettent pas leur analyse fine. L'analyse économique privilégie le recours à des grands jeux de données « en situation réelle » plutôt qu'à des données issues d'expérimentations sur des cas d'études spécifiques. En effet, le déploiement expérimental de la diversification à petite échelle induit certains biais, du fait de la sélection des exploitations impliquées (qui n'est pas aléatoire), du manque de données contrefactuelles, et du caractère unique de chaque cas d'étude (qui limite la capacité à extrapoler les résultats). De plus, les protocoles d'expérimentation imposant certains choix à l'agriculteur, les données obtenues ne correspondent pas exactement aux choix qui auraient été faits en situation réelle. L'analyse de grands jeux de données correspondant à des décisions réelles permet de limiter ces biais. Il n'existe cependant pas, pour la plupart des pratiques de diversification, de jeu de données couvrant des variables économiques, agronomiques et écologiques permettant de renseigner à la fois (i) le comportement de l'agriculteur en réponse à la pression des bioagresseurs d'une part, et (ii) les effets des pratiques mises en œuvre sur les populations de bioagresseurs ou sur l'environnement d'autre part. De telles données pourraient être couplées avec les données spatiales sur les couverts végétaux et les infrastructures agroécologiques qui sont de plus en plus précises (Voir Encadré 8-3). Notons que certains acteurs des filières disposent de données précises sur certains aspects, mais ne les mettent pas à disposition facilement, que ce soit les données d'enquête des Instituts Techniques, qui ne sont pas toujours mises à disposition des chercheurs, ou les données des acteurs des filières (catalogues de semences ou d'intrants, avec leurs prix...).

8.3.1.4. Aider à concevoir et à évaluer des politiques publiques favorables au déploiement de la diversification

En termes de politiques publiques, les besoins de recherche portent à la fois sur la **conception de politiques publiques efficaces** pour soutenir le déploiement de la diversification (notamment pour la coordination spatiale dans les paysages agricoles ou pour le déploiement des ESN), et sur la question de la mise en **cohérence des politiques** mises à œuvre à différents niveaux (local, national, européen) mais également celles visant des objectifs / secteurs différents (par exemple agriculture, environnement ou biodiversité et alimentation) mais impliquant les mêmes acteurs / territoires. Les politiques publiques peuvent en effet avoir des impacts en dehors de la sphère (sectorielle ou spatiale) ciblée et créer des synergies, redondances ou antagonismes entre instruments. La question de la cohérence avec le droit et la réglementation est aussi peu étudiée.

De plus, il est nécessaire de mener des travaux plus appliqués relatifs à l'évaluation des mesures en place (évaluation ex post) ou proposées (évaluation ex ante). L'enjeu est en effet de mesurer l'effet causal des politiques, c'est-à-dire l'effet attribuable strictement à la mesure et non pas à d'autres déterminants. Pour évaluer un tel effet, il faudrait théoriquement pouvoir observer simultanément les pratiques d'une même exploitation avec et sans le dispositif évalué, ce qui est impossible. Des méthodes existent pour identifier une situation contrefactuelle. La première consiste à mettre en place à l'avance un dispositif d'évaluation, en constituant deux groupes d'exploitations, constitués aléatoirement de façon à être statistiquement similaires, un groupe traité (auquel la mesure est appliquée) et un groupe de contrôle qui ne bénéficie pas de la mesure. Un autre type de méthodes (dites quasi-expérimentales) consiste à estimer la situation contrefactuelle en se basant sur les décisions d'exploitations non bénéficiaires de la mesure mais qui ne se différencient des exploitations bénéficiaires que du fait qu'elles n'ont pas accès à la mesure. Ainsi, en appariant chaque exploitation bénéficiaire d'une mesure (une MAEC par exemple) avec une exploitation qui ne l'est pas mais dont les caractéristiques observables sont les mêmes, on peut évaluer l'effet de la mesure en comparant la différence de comportement au sein des deux groupes avant et après la mise en place de la mesure (méthode des doubles différences). Cela permet de simuler une expérience contrôlée en faisant en sorte que le groupe de contrôle soit le plus semblable possible au groupe des bénéficiaires sur les variables qui affectent la probabilité d'adoption de la MAEC, mais cela n'est possible que sur des très gros jeux de données pour que l'appariement statistique puisse être fait. Cela nécessiterait une meilleure collaboration avec les décideurs publics et avec les responsables professionnels pour pouvoir établir des protocoles expérimentaux de type expérience sociale randomisée.

Encadré 8-3. Outils mobilisables pour suivre le déploiement des modalités de diversification végétale

Afin de suivre l'évolution du déploiement de la diversification végétale dans les parcelles, les exploitations, les territoires et à l'échelle nationale, des outils pourraient être mobilisés afin d'élaborer des **indicateurs** pour la majorité des modes de diversification. Deux sources d'informations apparaissent essentielles et sont utilisées depuis 2001 par l'Agence européenne pour l'environnement et à présent disponibles en opendata (Eurostat, 2001) :

- le **registre parcellaire graphique distribué par l'IGN (RPG)**¹⁶, dont les données sont issues de déclaration des agriculteurs souhaitant prétendre à une aide de la PAC. A noter que ces données sont disponibles au niveau parcelle mais pas au niveau exploitation ;
- les **données produites à partir de la télédétection** : citons par exemple la BD TOPO® de l'IGN¹⁷ (mise à jour tous les 3-4 ans environ pour la couche vectorielle végétation arborée mais qui ne concerne pas les haies) et l'occupation du sol opérationnelle du pôle Theia¹⁸ (OSO qui a une résolution temporelle annuelle et exploite les séries d'image satellite Sentinel-2 de la mission Copernicus¹⁹).

Plus précisément, ces données peuvent être utilisées pour évaluer :

- les rotations, dont le RPG permet de reconstituer les séquences parcelle par parcelle des zones agricoles couvertes ;
- les assolements, dont les données de télédétection (OSO) associées aux RPG permettent d'évaluer la diversité (composition et configuration) ;
- les couverts mis en place durant la période d'interculture, grâce à la finesse de la résolution temporelle et thématique des images satellite Sentinel-2 ;
- l'agroforesterie, qui peut également être suivie par télédétection. La base de données EUROSTAT LUCAS (voir plus loin) permet également d'évaluer son occupation au sol ;
- les ESN, dont l'occupation du sol (associée aux bois, haies, etc.) peut être évaluée à l'aide de la couche de végétation de la BD TOPO (IGN) à un pas de temps de plusieurs années. Des modules dédiés à certains ESN existent, comme les BD Haies et BD Forêt® de l'IGN²⁰.

Il est à noter que différentes cultures ne sont pas détectées par l'imagerie satellitaire, qui ne peut pas non plus distinguer spécifiquement les mélanges de variétés et d'espèces (le grain du mélange est trop fin vis-à-vis de la résolution de détection par imagerie).

Au-delà des bases de données, les **enquêtes** réalisées par diverses instances nationales et européennes, à différents pas de temps, sont une source d'information complémentaire à l'analyse par télédétection, mais ne sont pas complètes sur l'ensemble des modes de diversification. Depuis 2006, EUROSTAT réalise une enquête tous les 3 ans sur l'occupation des sols sur la base d'une grille systématique de 2x2 km², couvrant plus de 270 000 points (enquête LUCAS *Land use and coverage area frame survey*). Les enquêtes « pratiques culturales grandes cultures et prairies » du ministère français de l'agriculture concernent les années 1986, 1994, 2001, 2006, 2011, 2017 et 2021 et informent notamment sur l'usage qui est fait de l'interculture (sol nu, repousses, culture dérobée (récoltée), et des cultures intermédiaires (non récoltée), sur un échantillon de parcelles représentatif à l'échelle régionale des principales cultures. Les enquêtes françaises de la Statistique agricole annuelle (depuis 1947) intègrent également certaines cultures associées (céréales-protéagineux) mais ce recensement est loin d'être exhaustif sur les associations possibles. Les statistiques nationales de déploiement variétal, auparavant suivies par FranceAgriMer, et depuis 2 ans menées par Arvalis, correspondent à des données de surfaces variétales semées en variétés pures et mélanges aux échelles nationale, régionale et départementale par céréale (disponibles contre rémunération). La composition variétale des mélanges intra et interspécifiques est collectée mais n'est pas pour l'heure disponible à la vente. Des indicateurs issus de la recherche scientifique sont également développés sans être automatisés, comme celui sur l'évolution de la diversité variétale qui croise assolement et diversité génétique (Perronne *et al.*, 2017). **Il y a donc une lacune dans le suivi systématique spatio-temporel de l'adoption des mélanges de variétés et des cultures associées.**

¹⁶ <https://geoservices.ign.fr/rpg> ; A noter que toutes les cultures ne sont pas renseignées de manière équivalente, la vigne ou l'arboriculture étant moins bien documentées.

¹⁷ <https://geoservices.ign.fr/bdtopo>

¹⁸ <https://www.theia-land.fr/product/carte-doccupation-des-sols-de-la-france-metropolitaine/>

¹⁹ <https://sentinel2.cnes.fr/fr>

²⁰ <https://geoservices.ign.fr/bdhaie> ; <https://geoservices.ign.fr/bdforet>

8.3.2. Elargir les perspectives de l'évaluation des systèmes diversifiés

8.3.2.1. Définir des théories générales sur les effets de la diversification

Si la plupart des modalités de diversification végétale s'avèrent être des leviers pour protéger les cultures, les résultats issus de la littérature analysée dans cette synthèse ne permettent pas de dresser des patrons génériques de déploiement en garantissant l'efficacité de régulation. En effet, la dépendance au contexte sur des effets observés est forte car inhérente à la nature des nombreux mécanismes en jeu. Une nécessité pour dépasser cette apparente idiosyncrasie et identifier les modalités de déploiement des modes de diversification adaptées à différentes situations de production est de conduire un travail scientifique de **définition de théories générales** sur les effets des modes de diversification, de leurs combinaisons et de leurs dynamiques, dans une approche système couplant les niveaux d'organisation écologiques (des organismes aux réseaux écologiques). A ce titre, les cadres théoriques proposés par l'écologie fonctionnelle et des réseaux écologiques représentent sans doute une voie à explorer. Cette étape semble essentielle pour orienter les recherches dans le vaste champ des possibles des combinaisons de modes de diversification.

8.3.2.2. Déployer des dispositifs d'expérimentation adaptés à l'étude des systèmes diversifiés

Un besoin de recherche également essentiel est d'**évaluer les effets de modalités de diversification en combinaison pour réguler de multiples bioagresseurs sur différentes cultures**. Cela requiert un changement de paradigme de la protection des cultures. Trois piliers principaux gouvernent aujourd'hui la protection des cultures : celui du tout chimique, qui traite de façon isolée un problème de bioagresseur sur une culture donnée par un produit phytosanitaire, celui de l'immunité/résistance variétale (vis-à-vis des maladies très majoritairement) et celui de la gestion intégrée des bioagresseurs (*integrated pest management* ou IPM), qui est une stratégie de plus en plus utilisée, basée sur la surveillance des bioagresseurs et des ennemis naturels pour optimiser les applications de pesticides et les remplacer par des méthodes de biocontrôle²¹ lorsque cela est économiquement valable. L'enjeu est de rendre les deux derniers piliers encore plus efficaces et durables en augmentant sur la diversité La diversification végétale induit une conception intégrée agroécologique de la protection des cultures en considérant les effets des cultures les unes sur les autres au travers de l'optimisation de leur organisation spatio-temporelle, en tenant compte de la végétation semi-naturelle. Ainsi, à la place d'une comparaison ad hoc de différents niveaux de simplification paysagère sur la régulation des bioagresseurs, il est à présent nécessaire d'engager une évaluation explicite des effets des assolements, des éléments semi-naturels et des rotations par **des expériences à grande échelle de restauration de la diversité végétale paysagère**. Il est cependant important de s'assurer que de tels travaux expérimentaux soient basés sur des analyses contrefactuelles permettant d'évaluer clairement le rôle spécifique de la diversification.

Les évaluations des effets et des performances sont actuellement menées dans des systèmes optimisés en régime conventionnel, c'est-à-dire avec les pesticides comme clef de voute. Ces modalités d'évaluation impliquent des variétés sélectionnées pour être conduites avec un usage important d'intrants, ainsi que des recours aux produits phytosanitaires à la fois dans les parcelles étudiées et dans les paysages environnants. Ce contexte n'est pas propice à l'expression des mécanismes de régulation ni à la mobilisation de la biodiversité liée à la diversité végétale. Il en est de même pour l'évaluation des performances agronomiques et économiques : les références manquent, celles utilisées par défaut sont issues des systèmes conventionnels et ne prennent pas en compte la multiplicité des bénéfices et des externalités positives (y compris de long terme) démontrés par la littérature. Ce constat soulève un **besoin de travaux de recherche qui soient conduits dans des territoires agroécologiques cohérents dans leurs pratiques agricoles (basées sur la diversification végétale et sans perturbation par des pesticides) tout comme dans leur organisation socio-économique** qui doit être pensée

²¹ Les produits de biocontrôle sont définis à l'article L. 253-6 du code rural et de la pêche maritime comme des agents et des produits utilisant des mécanismes naturels dans le cadre de la lutte intégrée contre les ennemis des cultures. Ils comprennent en particulier des organismes vivants comme des insectes, nématodes, acariens, bactéries et champignons qui sont ennemis naturels des bioagresseurs, et les produits phytopharmaceutiques qui sont composés de dérivés de produits de microorganismes, de médiateurs chimiques tels que les phéromones et les kairomones, ou de substances naturelles d'origine végétale, animale ou minérale.

selon ces modes de production. De tels travaux permettraient d'évaluer dans quelle mesure le contexte d'agriculture conventionnel influe sur l'estimation des effets et performances des systèmes diversifiés. Ces travaux devraient conduire à la réévaluation des notions de seuils de nuisibilité (**le risque de pullulation d'un bioagresseur en monoculture est plus grand qu'en système diversifié**), de dommages (**les normes et standards des systèmes conventionnels s'inscrivant dans la logique de la grande distribution ne sont pas adaptés aux produits des systèmes agroécologiques**) et de rentabilité économiques (**les productions diversifiées appellent à l'intégration des externalités positives et négatives et à l'évolution des taxes et des subventions**), actuellement définis en référence aux systèmes conventionnels, mais qui seront certainement amenés à évoluer dans le cadre des systèmes agroécologiques **diversifiés**.

A l'échelle territoriale, l'enjeu de recherche est d'étudier de **nouveaux modèles organisationnels** favorables à la fois au déploiement de la diversification à large échelle et à la gestion collective des bioagresseurs. D'une part, de tels modèles devraient notamment permettre l'étude des déterminants précis des choix des agriculteurs en matière de protection des cultures, à l'échelle de l'exploitation ou de manière collective dans les territoires. En particulier, la littérature ne permet actuellement pas de dire dans quelle ampleur l'adoption de pratiques de diversification végétale à des fins de protection des cultures est capable de réguler suffisamment les bioagresseurs, et par conséquent d'induire une réduction significative de l'usage des pesticides, et sous quelles conditions. L'optimisation des effets régulateurs de la diversification végétale nécessite la prise en compte des dynamiques agroécologiques et un suivi de l'évolution des populations de bioagresseurs, voire de leurs ennemis naturels. La manière dont les agriculteurs appréhendent cette information (individuellement ou collectivement) n'est pas étudiée, ni le rôle que pourrait avoir une offre de conseil « agroécologique » sur cette connaissance. **L'articulation des pratiques de diversification avec les méthodes de biocontrôle**, notamment en période de transition des systèmes cultivés de l'agriculture conventionnelles à l'agroécologie est également à étudier. D'autre part, la diversification affecte de manière significative les risques auxquels les agriculteurs font face, en en réduisant certains (rendements plus stables) mais en en augmentant d'autres (incertitudes économiques sur la valorisation et les débouchés). Toutes ces limites plaident pour articuler les travaux en écologie avec ceux des différentes disciplines étudiant le comportement et les déterminants des décisions des agriculteurs (économie, sciences de gestion, agronomie système, sociologie, ergonomie, etc.).

Des travaux de recherche conduits dans des territoires agroécologiques cohérents sont également nécessaires pour **évaluer la durabilité** des modalités de diversification végétale, c'est à dire leur capacité à réguler les bioagresseurs sur la durée, ainsi que **l'évolution de ces effets**, notamment sous des changements de facteurs majeurs que sont les pratiques agricoles à large échelle, le changement climatique. En effet, ces facteurs de changement affectent les aires de répartition des espèces de bioagresseurs et de leurs ennemis naturels et agissent comme une pression de sélection faisant évoluer les espèces elles-mêmes (adaptation biologique correspondant à la modification des traits de vie). Par exemple, la durabilité/l'érosion/le contournement des résistances déployées dans les parcelles est une conséquence de cette évolution qui dépend en partie de l'adoption des associations intra-spécifiques à l'échelle d'un territoire et sur plusieurs années. Une bonne articulation des effets « durabilité » et « efficacité » doit être recherchée dans l'intérêt collectif pour l'ensemble des modes de diversification végétale. Notons que le changement climatique influe également sur les aires de répartition des plantes (qu'elles soient cultivées ou non), constituant une contrainte supplémentaire dans le déploiement de la diversification végétale.

Certains **dispositifs de recherches** semblent propices à de telles recherches intégrées et territoriales, mais doivent être à la fois multipliés, renforcés et pérennisés à l'échelle nationale et européenne. En France, les plateformes expérimentales INRAE et les zones ateliers (inter-instituts et inter-organismes) en milieu agricole représentent des sites d'étude sur le long terme pouvant sans doute accueillir et développer ce type de recherches. En Europe, les démarches d'innovation participative comme les *living labs*²² apparaissent particulièrement appropriées à l'approche systémique et participative requise dans les territoires agricoles pour la co-conception, l'analyse et l'accompagnement du déploiement de l'innovation qu'est la diversification végétale (voir le cadre conceptuel de cette synthèse, Vialatte *et al.*, 2022). De tels dispositifs permettraient en effet de réaliser une comparaison de systèmes diversifiés à l'échelle européenne.

²² Le *living lab* ou « laboratoire vivant » est une démarche d'innovation participative incluant l'utilisateur. Il vise à répondre à des problématiques complexes et multidisciplinaires à l'échelle d'un territoire.
<https://dicoagroecologie.fr/dictionnaire/living-lab/>

Enfin, la **modélisation** représente une voie de recherche complémentaire à investir. Dans notre synthèse, il est à noter que la majorité des articles du corpus modélisation traite de plusieurs modes de diversification, ce qui constitue une particularité de la littérature sur la modélisation par rapport à la littérature expérimentale, pour laquelle le nombre de modes de diversification étudié par article est en moyenne plus restreint. La combinaison de plusieurs modes de diversification associant ses aspects temporel, spatial et de composition apparaît relativement aisée, en particulier à l'échelle du paysage. Le défi est plutôt celui de l'*upscaling*, c'est-à-dire la combinaison de représentation de modes de diversification à l'échelle de la plante et de son voisinage à celle du paysage. Si l'étude *in silico* de plusieurs modes de diversification ne nécessite pas nécessairement la construction de plusieurs modèles, aucun modèle aujourd'hui ne permet toutefois de représenter l'ensemble des modes de diversification, à fortiori de leurs effets combinés, principalement pour des raisons de complexité. La modélisation s'avère essentielle pour (i) aider à l'optimisation de chaque mode de diversification (par exemple pour sa composition variétale et/ou spécifique et son arrangement spatial) pour ses effets sur la régulation de multiples bioagresseurs et la fourniture d'autres services écosystémiques et (ii) l'étude exploratoire du vaste champ des possibles des stratégies de combinaison des modes de diversification à larges échelles spatio-temporelles, y compris pour l'évaluation de la durabilité de ces systèmes de production, et des boucles de rétroactions à différents termes temporels entre la composante agroécologique et la composante socio-économique des paysages agricoles.

En résumé, la diversification végétale des parcelles et des paysages agricoles :

- est un levier pour protéger les cultures ;
- favorise la biodiversité associée et les services écosystémiques rendus aux agriculteurs et à la société ;
- permet d'atteindre des rendements souvent supérieurs aux systèmes peu diversifiés ;
- a des effets contrastés sur la rentabilité économique de l'exploitation à court terme...
- ... et se heurte à des verrous au sein des filières agricoles et dans les territoires ;
- nécessite des politiques publiques ambitieuses pour un déploiement à large échelle.

Au-delà d'une transition vers des modes de production sans intrants de synthèse plus respectueux de l'environnement, l'évolution des systèmes agricoles doit répondre aux enjeux de la sécurité alimentaire : assurer une production alimentaire suffisante en quantité et en qualité pour la population humaine mondiale à l'avenir, un accès équitable à la nourriture, et l'autonomie alimentaire, dans des cadres complexes comme la transition alimentaire mondiale (place des produits animaux, entre autres) et la santé globale (*One health*). L'ESCo montre que la diversification végétale présente un fort potentiel pour contribuer à répondre à ces enjeux.

Bibliographie

- Agreste, (2021). L'agriculture, la forêt, la pêche et les industries agroalimentaires. *GRAPH'AGRI 43ème édition* Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, Service de la statistique et de la prospective. 224. <https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/disaron/GraFra2021Integral/detail/>
- Agreste-La-Réunion, (2019). Mémento 2019 agricole et rural. <http://sg-proxy02.maaf.ate.info/IMG/pdf/R97419C01.pdf>
- Alignier, A.; Sole-Senan, X.O.; Robleno, I.; Baraibar, B.; Fahrig, L.; Giral, D.; Gross, N.; Martin, J.L.; Recasens, J.; Sirami, C.; Siriwardena, G.; Baillod, A.B.; Bertrand, C.; Carrie, R.; Hass, A.; Henckel, L.; Miguet, P.; Badenhauer, I.; Baudry, J.; Bota, G.; Bretagnolle, V.; Brotons, L.; Burel, F.; Calatayud, F.; Clough, Y.; Georges, R.; Gibon, A.; Girard, J.; Lindsay, K.; Minano, J.; Mitchell, S.; Patry, N.; Poulin, B.; Tschardtke, T.; Vialatte, A.; Violle, C.; Yaverscovski, N.; Batary, P., (2020). Configurational crop heterogeneity increases within-field plant diversity. *Journal of Applied Ecology*, 57 (4): 654-663. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13585>
- Ansaloni, M., (2015). *Le tournant environnemental de la PAC : Débats et coalitions en France, en Hongrie et au Royaume-Uni*. Paris: L'Harmattan (*Logiques politiques*), 374 p.
- Bartual, A.M.; Sutter, L.; Bocci, G.; Moonen, A.C.; Cresswell, J.; Entling, M.; Giffard, B.; Jacot, K.; Jeanneret, P.; Holland, J.; Pfister, S.; Pinter, O.; Veromann, E.; Winkler, K.; Albrecht, M., (2019). The potential of different semi-natural habitats to sustain pollinators and natural enemies in European agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 279: 43-52. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.04.009>
- Beillouin, D.; Ben-Ari, T.; Malezieux, E.; Seufert, V.; Makowski, D., (2021). Positive but variable effects of crop diversification on biodiversity and ecosystem services. *Global Change Biology*, 27 (19): 4697-4710. <https://doi.org/10.1111/gcb.15747>
- Berendse, F., (2017). Add a tax to the EU agricultural policy. *Nature*, 543 (7645): 315-315. <https://doi.org/10.1038/543315a>
- Bohan, D.A.; Powers, S.J.; Champion, G.; Haughton, A.J.; Hawes, C.; Squire, G.; Cussans, J.; Mertens, S.K., (2011). Modelling rotations: can crop sequences explain arable weed seedbank abundance? *Weed Research*, 51 (4): 422-432. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2011.00860.x>
- Bohan, D.A.; Schmucki, R.; Abay, A.T.; Termansen, M.; Bane, M.; Charalabidis, A.; Cong, R.G.; Derocles, S.A.P.; Dorner, Z.; Forster, M.; Gibert, C.; Harrower, C.; Oudoire, G.; Therond, O.; Young, J.; Zalai, M.; Pocock, M.J.O., (2021). Designing farmer-acceptable rotations that assure ecosystem service provision in the face of climate change. In: Bohan, D.A.; Dumbrell, A.J.; Vanbergen, A.J., eds. *Future of Agricultural Landscapes, Pt iii*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Ecological Research), 169-244. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2021.01.002>
- Borg, J.; Kiaer, L.P.; Lecarpentier, C.; Goldringer, I.; Gauffreteau, A.; Saint-Jean, S.; Barot, S.; Enjalbert, J., (2018). Unfolding the potential of wheat cultivar mixtures: A meta-analysis perspective and identification of knowledge gaps. *Field Crops Research*, 221: 298-313. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.09.006>
- Chacon-Labela, J.; Palacios, P.G.; Matesanz, S.; Schob, C.; Milla, R., (2019). Plant domestication disrupts biodiversity effects across major crop types. *Ecology Letters*, 22 (9): 1472-1482. <https://doi.org/10.1111/ele.13336>
- Corre-Hellou, G.; Baranger, A.; Bedoussac, L.; Cassagne, N.; Canavacciolo, M.; Fustec, J.; Pelzer, E.; Piva, G., (2014). Interactions entre facteurs biotiques et fonctionnement des associations végétales. *Innovations Agronomiques*, 40: 25-42. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01173342>
- Deguine, J.-P.; Aubertot, J.-N.; Bellon, S.; Côte, F.; Lauri, P.-E.; Lescourret, F.; Ratnadass, A.; Scopel, E.; Andrieu, N.; Bàrberi, P.; Becker, N.; Bouyer, J.; Brévault, T.; Cerdan, C.; Cortesero, A.-M.; Dangles, O.; Delatte, H.; Dinh, P.T.Y.; Dreyer, H.; Duru, M.; Flor, R.J.; Gardarin, A.; Husson, O.; Jacquot, M.; Javelle, A.; Justes, E.; Lam, M.T.X.; Launay, M.; Le, V.V.; Longis, S.; Martin, J.; Munier-Jolain, N.; Nguyen, N.T.T.; Nguyen, T.T.N.; Penvern, S.; Petit, S.; Poisot, A.-S.; Robin, M.-H.; Rolland, B.; Rusch, A.; Sabourin, E.; Sanguin, H.; Sarthou, J.-P.; Sester, M.; Simon, S.; Sourisseau, J.-M.; Steinberg, C.; Tchamitchian, M.; Thouzazeau, A.; Tibi, A.; Tivet, F.; Tixier, P.; Trinh, X.T.; Vialatte, A.; Wyckhuys, K.; Lamichhane, J.R., (2023). Chapter One - Agroecological crop protection for sustainable agriculture. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy*. Academic Press, 1-59. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2022.11.002>

- Duflot, R.; San-Cristobal, M.; Andrieu, E.; Choisis, J.P.; Esquerre, D.; Ladet, S.; Ouin, A.; Rivers-Moore, J.; Sheeren, D.; Sirami, C.; Fauvel, M.; Vialatte, A., (2022). Farming intensity indirectly reduces crop yield through negative effects on agrobiodiversity and key ecological functions. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 326: 10. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107810>
- Eurostat; DG-Agriculture; DG-Environnement; Joint-Research-Center; European-Environment-Agency, (2001). *Towards agri-environmental indicators : Integrating statistical and administrative data with land cover information*. Copenhagen: European Environment Agency, Topic report N°6, 133 p. <https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-statistical-working-papers/-/ks-az-01-001>
- Finch, S.; Collier, R.H., (2012). The influence of host and non-host companion plants on the behaviour of pest insects in field crops. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 142 (2): 87-96. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.2011.01191.x>
- Finger, R.; Mohring, N.; Dalhaus, T.; Bocker, T., (2017). Revisiting Pesticide Taxation Schemes. *Ecological Economics*, 134: 263-266. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.12.001>
- Gabriel, D.; Sait, S.M.; Kunin, W.E.; Benton, T.G., (2013). Food production vs. biodiversity: comparing organic and conventional agriculture. *Journal of Applied Ecology*, 50 (2): 355-364. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12035>
- Garibaldi, L.A.; Oddi, F.J.; Miguez, F.E.; Bartomeus, I.; Orr, M.C.; Jobbagy, E.G.; Kremen, C.; Schulte, L.A.; Hughes, A.C.; Bagnato, C.; Abramson, G.; Bridgewater, P.; Carella, D.G.; Diaz, S.; Dicks, L.V.; Ellis, E.C.; Goldenberg, M.; Huaylla, C.A.; Kuperman, M.; Locke, H.; Mehrabi, Z.; Santibanez, F.; Zhu, C.D., (2021). Working landscapes need at least 20% native habitat. *Conservation Letters*, 14 (2): 10. <https://doi.org/10.1111/conl.12773>
- Guichard, L.; Dedieu, F.; Jeuffroy, M.-H.; Meynard, J.-M.; Reau, R.; Savini, I., (2017). Le plan Ecophyto de réduction d'usage des pesticides en France : décryptage d'un échec et raisons d'espérer. *Cahiers Agricultures*, 26 (1): 12 p. <https://doi.org/10.1051/cagri/2017004>
- Guyomard, H.; Bureau, J.-C.; Chatellier, V.; Detang-Dessendre, C.; Dupraz, P.; Jacquet, F.; Reboud, X.; Requillart, V.; Soler, L.-G.; Tysebaert, M., (2020). *The Green Deal and the CAP: policy implications to adapt farming practices and to preserve the EU's natural resources*: AGRI committee of the European Parliament. [https://www.europarl.europa.eu/thinktank/en/document/IPOL_STU\(2020\)629214](https://www.europarl.europa.eu/thinktank/en/document/IPOL_STU(2020)629214).
- Jouy, L.; Wissocq, A., (2011). Observatoire des pratiques : 34 types de successions culturales en France. *Perspectives Agricoles*, (379): 44-46. https://www.perspectives-agricoles.com/file/galleryelement/pj/a3/97/bd/ae/379_4227745313914533229.pdf
- Knapp, S.; van der Heijden, M.G.A., (2018). A global meta-analysis of yield stability in organic and conservation agriculture. *Nature Communications*, 9: 9. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-05956-1>
- Maestre-Andres, S.; Drews, S.; van den Bergh, J., (2019). Perceived fairness and public acceptability of carbon pricing: a review of the literature. *Climate Policy*, 19 (9): 1186-1204. <https://doi.org/10.1080/14693062.2019.1639490>
- Martin, E. A., Dainese, M., Clough, Y., et al., (2019). The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. *Ecology Letters*, 22(7), 1083-1094. <https://doi.org/10.1111/ele.13265>
- Meemken, E.M.; Qaim, M., (2018). Organic Agriculture, Food Security, and the Environment. In: Rausser, G.C.; Zilberman, D., eds. *Annual Review of Resource Economics, Vol. 10*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Resource Economics), 39-63. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100517-023252>
- Morandin, L.A.; Long, R.F.; Kremen, C., (2016). Pest Control and Pollination Cost-Benefit Analysis of Hedgerow Restoration in a Simplified Agricultural Landscape. *Journal of Economic Entomology*, 109 (3): 1020-1027. <https://doi.org/10.1093/jee/tow086>
- Pe'er, G.; Finn, J.A.; Diaz, M.; Birkenstock, M.; Lakner, S.; Roder, N.; Kazakova, Y.; Sumrada, T.; Bezak, P.; Concepcion, E.D.; Danhardt, J.; Morales, M.B.; Rac, I.; Spulerova, J.; Schindler, S.; Stavrinides, M.; Targetti, S.; Viaggi, D.; Vogiatzakis, I.N.; Guyomard, H., (2022). How can the European Common Agricultural Policy help halt biodiversity loss? Recommendations by over 300 experts. *Conservation Letters*: 1-12. <https://doi.org/10.1111/conl.12901>

- Perronne, R.; Makowski, D.; Goffaux, R.; Montalent, P.; Goldringer, I., (2017). Temporal evolution of varietal, spatial and genetic diversity of bread wheat between 1980 and 2006 strongly depends upon agricultural regions in France. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 236: 12-20. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.11.003>
- Ponisio, L.C.; M'Gonigle, L.K.; Mace, K.C.; Palomino, J.; de Valpine, P.; Kremen, C., (2015). Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 282 (1799): 7. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1396>
- Raseduzzaman, M.; Jensen, E.S., (2017). Does intercropping enhance yield stability in arable crop production ? A meta-analysis. *European Journal of Agronomy*, 91: 25-33. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.09.009>
- Redhead, J.W.; Oliver, T.H.; Woodcock, B.; Pywell, R.F., (2020). The influence of landscape composition and configuration on crop yield resilience. *Journal of Applied Ecology*, 57 (11): 2180-2190. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13722>
- Reiss, E.R.; Drinkwater, L.E., (2018). Cultivar mixtures: a meta-analysis of the effect of intraspecific diversity on crop yield. *Ecological Applications*, 28 (1): 62-77. <https://doi.org/10.1002/eap.1629>
- Rosa-Schleich, J.; Loos, J.; Musshoff, O.; Tschardtke, T., (2019). Ecological-economic trade-offs of Diversified Farming Systems - A review. *Ecological Economics*, 160: 251-263. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.03.002>
- Savary, S.; Teng, P.S.; Willcoquet, L.; Nutter, F.W., (2006). Quantification and Modeling of Crop Losses: A Review of Purposes. *Annual Review of Phytopathology*, 44 (1): 89-112. <https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.44.070505.143342>
- Sirami, C.; Gross, N.; Baillod, A.B.; Bertrand, C.; Carrie, R.; Hass, A.; Henckel, L.; Miguet, P.; Vuillot, C.; Alignier, A.; Girard, J.; Batary, P.; Clough, Y.; Violle, C.; Giralt, D.; Bota, G.; Badenhausser, I.; Lefebvre, G.; Gauffre, B.; Vialatte, A.; Calatayud, F.; Gil-Tena, A.; Tischendorf, L.; Mitchell, S.; Lindsay, K.; Georges, R.; Hilaire, S.; Recasens, J.; Sole-Senan, X.O.; Robleno, I.; Bosch, J.; Barrientos, J.A.; Ricarte, A.; Marcos-Garcia, M.A.; Minano, J.; Mathevet, R.; Gibon, A.; Baudry, J.; Balent, G.; Poulin, B.; Burel, F.; Tschardtke, T.; Bretagnolle, V.; Siriwardena, G.; Ouin, A.; Brotons, L.; Martin, J.L.; Fahrig, L., (2019). Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116 (33): 16442-16447. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116>
- Sirami, C.; Midler, E., (2021). *Hétérogénéité des paysages agricoles, biodiversité et services écosystémiques. Analyse n°163*: Centre d'étude et de Prospective, Les publications du service de la statistique et de la prospective, 4. <https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/disaron/Ana163/detail/>
- Stokstad, E., (2018). France's decade-old effort to slash pesticide use failed. Will a new attempt succeed? *Science*. <https://doi.org/10.1126/science.aav6762>
- Swinen, J.; Anania, G.; Balmann, A.; Buckwell, A.; Bureau, J.-C.; De Castro, P.; Di Mambro, A.; Erjavec, E.; Erjavec, K.; Fertő, I.; Garrone, M.; Haniotis, T.; Hart, K.; Josling, T.E.; Knops, L.; Kovacs, A.; Lovec, M.; Mahé, L.-P.; Matthews, A.; Moehler, R.; Olper, A.; Pacca, L.; Potocnik, J.; Pupo d'Andrea, M.R.; Roederer-Rynning, C.; Sahrbacher, A.; Sahrbacher, C.; Swinbank, A.; CEPS, (2015). *The political economy of the 2014-2020 Common Agricultural Policy. an imperfect storm*. Totowa NJ (USA): Rowman and Littlefield.
- Tamburini, G.; Bommarco, R.; Wanger, T.C.; Kremen, C.; van der Heijden, M.G.A.; Liebman, M.; Hallin, S., (2020). Agricultural diversification promotes multiple ecosystem services without compromising yield. *Science Advances*, 6 (45): 8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aba1715>
- Therond, O.; Tichit, M.; Tibi, A.; Accatino, F.; Biju-Duval, L.; Bockstaller, C.; Bohan, D.; Bonaudo, T.; Boval, M.; Cahuzac, E.; Casellas, E.; Chauvel, B.; Choler, P.; Constantin, J.; Cousin, I.; Daroussin, J.; David, M., M.; Delacote, P.; Derocles, S.; de Sousa, L.; Domingues, J.P.; Dross, C.; Duru, M.; Eugène, M.; Fontaine, C.; Garcia, B.; Geijzendorffer, I.R.; Girardin, A.; Graux, A.-I.; Jouven, M., Jouven Pouderoux; Langlois, B.; Le Bas, C.; Le Bissonnais, Y.; Lelievre, V.; Lifran, R.; Maigné, É.; Martin, G.; Martin, R.; Martin-Laurent, F.; Martinet, V.; Mclaughlin, O.; Meillet, A.; Mignolet, C.; Mouchet, M.; Nozieres-Petit, M.-O.; Ostermann, O.P.; Paracchini, M.L.; Pellerin, S.; Peyraud, J.-L.; Petit, S.; Picaud, C.; Plantureux, S.; Poméon, T.; Porcher, E.; Puech, T.; Puillet, L.; Rambonilaza, T.; Raynal, H.; Resmond, R.; Ripoche, D.; Ruget, F.; Rulleau, B.; Rusch, A.; Salles, J.-M.; Sauvart, D.; Schott, C.; Tardieu, L., (2017). *Volet "écosystèmes agricoles" de l'Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques - Rapport scientifique de l'étude réalisée par l'INRA - Novembre 2017*: INRA, 966 p. <https://doi.org/10.15454/prmv-wc85>

- Thies, C.; Roschewitz, I.; Tschardtke, T., (2005). The landscape context of cereal aphid-parasitoid interactions. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 272 (1559): 203-210. <https://doi.org/10.1098/rspb.2004.2902>
- Tschardtke, T.; Steffan-Dewenter, I.; Kruess, A.; Thies, C., (2002). Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological Applications*, 12 (2): 354-363. <https://doi.org/10.2307/3060947>
- Tschardtke, T.; Grass, I.; Wanger, T.C.; Westphal, C.; Batary, P., (2021). Beyond organic farming - harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 36 (10): 919-930. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.06.010>
- Van der Werf, W.; Zhang, L.Z.; Li, C.J.; Chen, P.; Feng, C.; Xu, Z.; Zhang, C.C.; Gu, C.F.; Bastiaans, L.; Makowski, D.; Stomph, T., (2021). Comparing performance of crop species mixtures and pure stands. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*, 8 (3): 481-489. <https://doi.org/10.15302/j-fase-2021413>
- Vialatte, A.; Tibi, A.; Alignier, A.; Angeon, V.; Bedoussac, L.; Bohan, D.A.; Bougherara, D.; Carpentier, A.; Castagneyrol, B.; Cordeau, S.; Courtois, P.; Deguine, J.P.; Enjalbert, J.; Fabrel, F.; Femenia, F.; Freville, H.; Goulet, F.; Grateau, R.; Grimonprez, B.; Gross, N.; Hannachi, M.; Jeanneret, P.; Kuhfuss, L.; Labarthe, P.; Launay, M.; Lefebvre, M.; Lelievre, V.; Lemarie, S.; Martel, G.; Masson, A.; Navarrete, M.; Plantegenest, M.; Ravigne, V.; Rusch, A.; Suffert, F.; Tapsoba, A.; Therond, O.; Thoyer, S.; Martinet, V., (2021). Promoting crop pest control by plant diversification in agricultural landscapes: A conceptual framework for analysing feedback loops between agro-ecological and socio-economic effects. In: Bohan, D.A.; Dumbrell, A.J.; Vanbergen, A.J., eds. *Future of Agricultural Landscapes, Pt Iii*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Ecological Research), 133-165. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2021.10.004>
- Zhao, J.; Chen, J.; Beillouin, D.; Lambers, H.; Yang, Y.D.; Smith, P.; Zeng, Z.H.; Olesen, J.E.; Zang, H.D., (2022). Global systematic review with meta-analysis reveals yield advantage of legume-based rotations and its drivers. *Nature Communications*, 13 (1): 9. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-32464-0>



Centre-siège Paris Antony
Direction de l'expertise scientifique
collective, de la prospective et des études
147 rue de l'Université - 75338 Paris cedex 07
Tél. +33 1 (0)1 42 75 94 90

Rejoignez-nous sur :



inrae.fr

**Institut national de recherche pour
l'agriculture, l'alimentation et l'environnement**



**RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE**

*Liberté
Égalité
Fraternité*

INRAE